



**Uptc**<sup>®</sup>  
Universidad Pedagógica y  
Tecnológica de Colombia

EVALUACIÓN A ESCALA DE LABORATORIO DEL GRADIENTE DE ACIDEZ  
DE DRENAJE ACIDO DE MINA, MEDIANTE EL USO DE COLUMNAS DE CALIZA  
COMO SISTEMA PASIVO DE NEUTRALIZACIÓN.

JAIRO YECID CHAPARRO CORSO  
NICOLAS RUIZ ARDILA

Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia

Facultad Seccional Sogamoso, Escuela de Ingeniería Geológica

Sogamoso, Boyacá, Colombia

2018

EVALUACIÓN A ESCALA DE LABORATORIO DEL GRADIENTE DE ACIDEZ  
DE DRENAJE ACIDO DE MINA, MEDIANTE EL USO DE COLUMNAS DE CALIZA  
COMO SISTEMA PASIVO DE NEUTRALIZACIÓN.

JAIRO YECID CHAPARRO CORSO  
NICOLAS RUIZ ARDILA

Tesis presentada como requisito para optar al título de:  
**Ingeniero Geólogo**

Directora:

Esp. SO y PRL Ing. Geóloga, UPTC Martha Ludy Martínez

Codirector (a):

MSc. (E) Hidrología y Gestión de Recursos Hídricos UAH. Inés Vergara Gómez

Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia

Facultad Seccional Sogamoso, Escuela de Ingeniería Geológica

Sogamoso, Boyacá, Colombia

2018

## DEDICATORIA

*Esta tesis la dedico principalmente a Dios, por ser la fuerza motivadora para continuar en este proceso de obtener uno de los anhelos más deseados.*

*A mis padres, por su amor, trabajo y sacrificio en todos estos años, gracias a ustedes he logrado llegar hasta aquí y convertirme en lo que soy. Ha sido el orgullo y el privilegio de ser su hijo, son los mejores padres.*

*A mis amigos y todas aquellas personas que hicieron parte de este proceso, mil y mil gracias por estar siempre presentes, acompañándonos y por el apoyo moral, que nos brindaron a lo largo de esta etapa de nuestras vidas.*

*A nuestras queridas profesoras Martha Ludy Martínez e Inés Vergara por todo el apoyo y tiempo dedicado en el proyecto y en nosotros como estudiantes.*

*Por ultimo a nuestra alma mater, la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia por prestar sus instalaciones para el desarrollo de la investigación y por ser la sede de todo el conocimiento adquirido en estos años.*

*-Jairo Yecid Chaparro Corso-*

## DEDICATORIA

*Este estudio es dedicado a los campesinos de esta región y a los hijos que faltan por nacer en esta hermosa tierra que castigamos todos los días con nuestra falta de amor por ella. Es un pequeño aporte para el conocimiento, espero que las personas apliquen los conocimientos aquí contenidos, ya que estos ayudaran a tratar las aguas ácidas producidas por las actividades mineras y así evitar que esta región se siga degradando lentamente. También está dedicado a mi familia que siempre ha estado a mi lado cuando en las buenas y en las malas, los amo.*

*Morita en la época en que te encuentres, tienes que saber que lo eres todo para mí. Desde el primer día que entraste en mi mente no has dejado de estarlo. A ti dedico cada paso dado, cada esfuerzo realizado, cada lágrima brotada, cada sueño anhelado, cada infinito segundo que estoy condenado a vivir hasta que pueda verte no solo cuando mis ojos están cerrados.*

*-Nicolás Ruiz Ardila -*

## AGRADECIMIENTOS

*Le agradecemos a ing. Inés Vergara y Martha Ludy Martínez, por su apoyo en el desarrollo de este proyecto, Cesar Gutiérrez y ARGOS S.A.S. por su colaboración. También agradecemos al Ing. Agudelo de SANOHA LTDA. Agradecimiento a la universidad por permitir el uso de su laboratorio de Química Ambiental donde se desarrolló el proyecto.*

“LA AUTORIDAD CIENTIFICA DE LA FACULTAD SECCIONAL SOGAMOSO,  
RESIDE EN ELLA MISMA, POR LO TANTO, NO ES RESPONSABLE DE LAS  
OPINIONES EXPRESADAS EN ESTE PROYECTO”

SE AUTORIZA LA REPRODUCCION INDICANDO SU ORIGEN

### CARTA DE ACEPTACION

Nota de aceptación



MSc. WILSON NARANJO MERCHAN  
Director de escuela de Ingeniería Geológica



Ing. MARTHA LUDY MARTÍNEZ PÉREZ  
Directora del proyecto



Ph D. JORGE ELIECER MARINO  
Firma del Jurado



Ph D. OSCAR JAVIER GARCIA CABREJO  
Firma del Jurado

Sogamoso, 03 de Septiembre de 2018

## TABLA DE CONTENIDO

INDICE DE TABLAS .....	11
INDICE DE FIGURAS.....	13
INDICE DE FOTOGRAFIAS .....	15
RESUMEN .....	17
INTRODUCCIÓN .....	18
1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA .....	19
2. JUSTIFICACIÓN .....	20
3. OBJETIVOS .....	21
3.1. Objetivo General.....	21
3.2. Objetivos Específicos.....	21
4. METODOLOGÍA .....	22
4.1. Desarrollo del Proyecto.....	22
5. MARCO REFERENCIAL.....	24
5.1. Marco Geográfico .....	24
5.2. Marco Geológico .....	26
5.2.1. Estratigrafía.....	26
5.2.1.1. Formación Tibasosa (Kit). .....	26
5.2.1.1.1. Banco H. ....	28
5.2.1.1.2. Banco E.....	29
5.2.1.2. Formación Guaduas (Kg).....	29
5.3. MARCO CONCEPTUAL .....	31
5.3.1. Fundamentos Químicos y Definición Conceptual de Términos .....	31
5.3.1.1. Caliza. ....	31
5.3.1.2. pH.....	31
5.3.1.3. Constantes de equilibrio.....	34
5.3.1.4. Eh. ....	34
5.3.1.5. Acidez. ....	36
5.3.1.6. Alcalinidad.....	40
5.3.1.7. Drenajes ácidos en mina (DAM). ....	42
5.3.2. Drenaje de mina de carbón (DMC).....	43
5.3.3. Minerales generadores de acidez (MGA). ....	44
5.3.3.1. Reacciones químicas relacionadas con la generación de DAM.....	47
5.3.3.2. Reacciones bioquímicas relacionadas con la generación de DAM. ....	49
5.4 Impacto Ambiental de los Drenajes Ácidos en Mina .....	50
5.4.1. Sistemas para el tratamiento de drenajes ácidos de mina. ....	53
5.4.2. Tratamiento pasivo de DAM. ....	54
5.4.2.1. Tratamiento pasivo de agua netamente alcalina. ....	54
5.4.2.2. Tratamiento pasivo para aguas netamente ácidas. ....	55
5.4.3. Tecnologías de tratamiento pasivo de DAM. ....	57
5.4.3.1. Humedales aeróbicos. ....	57
5.4.3.2. Humedales anaeróbicos/compost.....	57
5.4.3.3. Canales abiertos de caliza. ....	58
5.4.3.4. Drenajes anóxicos de caliza. ....	60
5.4.3.5. Sistemas sucesivos de producción de alcalinidad (SSPA).....	60
5.4.3.6. Reactores de flujo vertical (RFV). ....	61
5.4.3.7. Procesos de pirolusita. ....	62
5.4.3.8. Pozos de desviación. ....	62

5.4.4. Sistemas de tratamiento de aguas ácidas activo.....	63
5.4.4.1. Precipitación química.....	63
5.4.4.2. Oxidación.....	64
5.4.4.3. Dosificación de álcali.....	64
5.4.4.4. Sedimentación.....	64
5.4.4.5. Osmosis inversa.....	64
5.4.4.6. Intercambio iónico.....	65
5.5. Marco Legal Ambiental .....	65
6. MATERIALES Y MÉTODOS .....	68
6.1. Implementación del Sistema de Tratamiento de DAM.....	68
6.1.1. Prueba de caudal vs. Granulometría.....	68
6.1.1.1. Fase I. Tratamiento de aguas ácidas con recipientes no conectados.....	68
6.1.1.1.1. Parte I.....	68
6.1.1.1.2. Parte II.....	69
6.1.1.1.3. Parte III.....	69
6.1.1.2. Fase II. Tratamiento de aguas ácidas con recipientes no conectados y con esferas de cristal.....	70
6.1.1.3. Fase III. Tratamiento de aguas ácidas recipientes conectados.....	70
6.1.1.4. Fase IV. Tratamiento de aguas ácidas recipientes conectados con esferas de cristal.....	71
6.1.1.5. Fase V. Tratamiento de aguas ácidas recipientes conectados sin cambio granulométrico.....	72
6.1.2. Prueba de neutralización de acidez por horas.....	73
6.1.3. Prueba de tiempo de retención.....	73
6.2. Caracterización Físico-Química del Material de Experimentación.....	74
6.2.1. Caracterización fisicoquímica de muestras de agua ácida.....	74
6.2.1.1. pH y temperatura (T°C).....	75
6.2.1.2. Eh.....	76
6.2.1.3. Conductividad (C).....	76
6.2.1.4. Sólidos suspendidos totales en agua.....	76
6.2.2. Caracterización fisicoquímica y petrográfica de muestras de caliza.....	77
6.2.3. Caracterización de aguas de mina.....	80
6.2.3.1. Resultados de la caracterización del drenaje ácido.....	81
7. DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DEL SISTEMA DE NEUTRALIZACIÓN DE DAM A ESCALA DE LABORATORIO .....	82
7.1. Diseño del Sistema de Neutralización de DAM por medio de Columnas de Caliza a Escala de Laboratorio .....	82
7.2. Construcción del Sistema a Escala de Laboratorio de Columnas de Caliza.....	84
7.2.1. Dimensionamiento del sistema de tratamiento de drenaje ácido de mina.....	84
7.2.2. Ensamblado.....	84
7.2.2.1. Recepción y descarga.....	84
7.2.2.2. Pre- armado.....	85
7.2.2.3. Montaje.....	85
7.2.2.4. Alineamiento.....	86
7.2.3. Material plástico.....	86
7.2.3.1. Obtención y recepción de componentes.....	86
7.2.3.2. Manipulación del material plástico.....	87
7.2.4. Vidrio.....	88
8. MUESTREO Y PREPARACIÓN DEL MATERIAL DE EXPERIMENTACIÓN....	89
8.1. Toma de Muestras y Obtención de la Caliza .....	89
8.2. Muestreo .....	90



8.2.1. Muestreo de dam (Drenaje Acido de Mina).	90
8.2.2. Muestreo de roca caliza.	91
8.3. Material Empleado	94
8.3.1.1. Material del Laboratorio de Química Ambiental y de aguas.	95
8.3.1.2. Material del Laboratorio de Suelos.	95
9. IMPLEMENTACIÓN DEL SISTEMA DE NEUTRALIZACIÓN DE AGUAS ÁCIDAS MEDIANTE DE COLUMNAS DE CALIZA DEL BANCO E Y H DE LA FORMACIÓN TIBASOSA SUPERIOR	96
9.1. Prueba de Caudal vs. Granulometría	97
9.1.1. Fase I. Tratamiento de aguas ácidas con recipientes no conectados.	99
9.1.2. Fase II. Tratamiento de aguas ácidas con recipientes no conectados y con esferas de cristal.	101
9.1.3. Fase III. Tratamiento de aguas ácidas en sistemas conectados.	103
9.1.4. Fase IV. Tratamiento de aguas ácidas en columnas conectadas y con esferas de cristal.	104
9.1.5. Fase V. Tratamiento de aguas ácidas recipientes conectados sin cambio granulométrico.	106
9.2. Prueba de Neutralización de Acidez por Horas	106
9.3. Prueba de Tiempos de Residencia	108
9.4. Solidos Totales (ST)	109
10. RESULTADOS Y ANÁLISIS	111
10.1. Prueba de Caudales	111
10.1.1. Fase I.	111
10.1.2. Fase II.	113
10.1.3. Fase III.	114
10.1.4. Fase IV.	116
10.1.5. Fase V.	117
10.2. Prueba de Neutralización por Horas	119
10.3. Prueba de tiempos de residencia	121
10.4. Titulación ácido base con NaOH de la fase III y IV.	122
10.5. Solidos totales de la fase III y IV.	122
10.6. Caso Mina la Florida (SANOHA).	124
10.6.1. Análisis de costos de implementación.	124
10.6.2. Modelo de implementación a escala industrial.	125
11. CONCLUSIONES	126
12. RECOMENDACIONES	128
REFERENCIAS	129
ANEXOS	137

## INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Fases metodológicas del proyecto.....	22
Tabla 2. Valores Promedio de los Ensayos Químicos más Representativos de los Bancos Perforados. ....	27
Tabla 3. Valores Promedio de los Ensayos Químicos de los Bloques de Roca.....	28
Tabla 4. Acidez Calculada y Medida de Aguas Ácidas Sintéticas de Mina .....	38
Tabla 5. Componentes Ácidos de los Drenajes de Mina en Tres Sistemas de Tratamiento Pasivo. ....	40
Tabla 6. Acidez de Cationes Presentes en DMC.....	40
Tabla 7. Composición química de drenajes de mina con altas concentraciones de alcalinidad. ....	42
Tabla 8. Minerales de Sulfuro Asociados Con la Producción de DAM. ....	45
Tabla 9. Minerales Secundarios Formados por DAM .....	47
Tabla 10. Tecnologías Disponibles Para el Tratamiento de DAM .....	53
Tabla 11. Parámetros Fisicoquímicos y Valores Límites Máximos Permisibles en Vertimientos Puntuales de Aguas Residuales No Domésticas (ARND) a Cuerpos de Aguas Superficiales de Actividades de Minería. ....	66
Tabla 12. Combinaciones granulométricas de la prueba de tiempos de residencia. ....	74
Tabla 13. Tabla de registro de medición de parámetros fisicoquímicos de prueba de caudales No1.....	75
Tabla 14. Tabla de registro de medición de parámetros fisicoquímicos de prueba de caudales No2.....	75
Tabla 15. Tabla de registro de medición de parámetros fisicoquímicos de prueba de tiempos de residencia.....	75
Tabla 16. Análisis químico de las rocas estudiadas .....	78
Tabla 17. Caracterización inicial del DAM .....	81
Tabla 18. Tabla comparativa del tratamiento en la mina Sanoha y en el laboratorio de química ambiental, UPTC.....	81
Parámetro .....	81
Tabla 19. Dimensiones de la estructura de tratamiento de DAM .....	84
Tabla 20. Tiempo de aumento de neutralización a pH de 7.....	108
Tabla 21. Registro de titulación de muestras de la Fase III y IV. ....	122
Tabla 22. Resultados Ensayo de Solidos Totales Banco E y H Fase III y IV .....	123
Tabla 23. Comparación de costos de los sistemas de neutralización .....	125

Tabla 24. Costos de implementación .....	125
--	-----

## INDICE DE FIGURAS

<i>Figura 1.</i> Localización area de interés. ....	24
<i>Figura 2.</i> Área de extracción de las muestras de caliza, Cerro Cuista y Cerro Molino. ....	25
<i>Figura 3.</i> Ubicación de la Mina La Florida .....	25
<i>Figura 4.</i> Localización de Concesión Acerías Paz del Rio, sector Cerro Cuista y Cerro Molino. ....	28
<i>Figura 5.</i> Localización de mina de carbón La Florida .....	30
<i>Figura 6.</i> Dependencia de la solubilidad de especies de hidróxido férrico en agua al pH. ....	32
<i>Figura 7.</i> Dependencia de la solubilidad de especies de hidróxido férrico en agua. ....	33
<i>Figura 8.</i> Dependencia de la solubilidad de las especies de hidróxido de zinc en agua. ....	33
<i>Figura 9.</i> (Garrels & Christ, 1965) Produjeron un diagrama ilustrando las condiciones típicas de Eh y pH para varios ambientes terrestres .....	35
<i>Figura 10.</i> El diagrama de Eh-pH para el sistema Fe-C-S-H <sub>2</sub> O .....	36
<i>Figura 11.</i> Concentraciones de especies de carbonatos individuales inorgánicos en aguas en función del pH en un sistema aproximado al CO <sub>2</sub> . ....	37
<i>Figura 12.</i> Comparación de acidez calculada y medida de muestras de agua colectadas en el humedal Friendship Hill. ....	39
<i>Figura 13.</i> Drenaje ácido de mina, contaminación de efluentes en Chile. ....	43
<i>Figura 14.</i> Agua contaminada del Páramo de Pisba como producto de minería de carbón. ....	44
<i>Figura 15.</i> Representación esquemática de las reacciones durante la oxidación abiótica de la piritita o marcasita. ....	49
<i>Figura 16.</i> Principales efectos de los DAM en los sistemas loticos. ....	52
<i>Figura 17.</i> Tabla de selección de sistemas de tratamiento pasivos para DAM. ....	56
<i>Figura 18.</i> Sección transversal de humedal aeróbico .....	57
<i>Figura 19.</i> Sección transversal de un humedal anaeróbico. ....	58
<i>Figura 20.</i> Canal abierto de caliza. ....	59
<i>Figura 21.</i> Sección longitudinal y transversal del DAC de Morrison. ....	60
<i>Figura 22.</i> Sistema sucesivo de producción de alcalinidad. ....	61
<i>Figura 23.</i> Vista esquemática de un pozo de desviación. ....	63
<i>Figura 24.</i> Muestra banco E, formación Belencito. ....	79
<i>Figura 25.</i> Muestra H1, banco H, formación Belencito. ....	79
<i>Figura 26.</i> Bosquejo de diseño de la estructura del sistema de tratamiento de DAM. ....	83
<i>Figura 27.</i> Instalaciones Mina Sanoha. ....	89

<i>Figura 28.</i> Gráficas A, B y C relacionan el pH, Eh, conductividad respectivamente con las granulometrías de caliza del banco H. ....	111
<i>Figura 29.</i> Comparación de gráficas de pH vs caudal de la fase I.....	112
<i>Figura 30.</i> Gráfica de comparación de eficiencia entre la fase II y la parte 3 de la fase I para ambos bancos de caliza. ....	114
<i>Figura 31.</i> Gráficas de pH vs combinaciones granulométricas. ....	115
<i>Figura 32.</i> Gráfico de evaluación de combinaciones granulométricas diferentes.. ....	116
<i>Figura 33.</i> Gráfica de comparación de resultados de la Fase IV con la Fase III. ....	117
<i>Figura 34.</i> Gráfica de niveles de pH vs combinaciones granulométricas. ....	118
<i>Figura 35.</i> Gráfica de prueba de neutralización de agua ácida por horas. ....	120
<i>Figura 36.</i> Gráficas de combinaciones granulométricas y tiempos de residencia.....	121
<i>Figura 37.</i> Modelo a escala real del sistema pasivo: Columnas de caliza. ....	126

## INDICE DE FOTOGRAFIAS

<i>Fotografía 1.</i> Pulido de la estructura metálica. ....	85
<i>Fotografía 2.</i> Acople de tablas de madera al esqueleto metálico.....	85
<i>Fotografía 3.</i> Modelo final de la estructura.. ....	86
<i>Fotografía 4.</i> Cortes hechos a los envases.....	87
<i>Fotografía 5.</i> Conexión del PVC tipo medico con las tapas plásticas y la mordaza o rodillo regulador de circulación.....	88
<i>Fotografía 6.</i> Esferas de vidrio usadas en la experimentación.. ....	88
<i>Fotografía 7.</i> Sedimentador primario, precipitación de lodos inicial y almacenamiento de DAM de mina La Florida.....	90
<i>Fotografía 8.</i> Toma de muestra por parte del tesista.....	91
<i>Fotografía 9.</i> Fracturamiento manual de la caliza. ....	92
<i>Fotografía 10.</i> Preselección de granulometrías.....	92
<i>Fotografía 11.</i> Clasificación de granulometrías y medición de masa.....	92
<i>Fotografía 12.</i> Lavado de material y pre-secado. ....	93
<i>Fotografía 13.</i> Secado de las granulometrías a 50 °C.....	93
<i>Fotografía 14.</i> Visualización de la caliza una vez secado.. ....	93
<i>Fotografía 15.</i> Almacenamiento de las granulometrías.....	94
<i>Fotografía 16.</i> Recipientes plásticos utilizados en el transporte y almacenamiento de drenaje ácido de mina.. ....	94
<i>Fotografía 17.</i> Medición de masa de caliza para tratamiento de DAM.....	98
<i>Fotografía 18.</i> Caracterización físicoquímica de una muestra de DAM. ....	98
<i>Fotografía 19.</i> Sistema de tratamiento implementado. Regulador de caudal y tipos de granulometría usadas.. ....	99
<i>Fotografía 20.</i> Implementación de la Fase I de prueba de caudales.....	100
<i>Fotografía 21.</i> Prueba de caudal Fase I comparación antes y después del tratamiento de DAM.. ....	101
<i>Fotografía 22.</i> Prueba de caudales Fase II.....	102
<i>Fotografía 23.</i> Implementación de la Fase II de prueba de caudales.....	102
<i>Fotografía 24.</i> Prueba de caudal Fase II comparación antes y después del tratamiento de .....	103
<i>Fotografía 25.</i> Sistema de columnas de caliza conectadas, Fase III.....	104
<i>Fotografía 26.</i> Prueba de caudal Fase III comparación antes y después del tratamiento de DAM.. ....	104

<i>Fotografía 27 y 28. Implementación de la Fase IV de prueba de caudales. ....</i>	105
<i>Fotografía 29. Prueba de caudal Fase IV comparación antes y después del tratamiento de DAM. ....</i>	106
<i>Fotografía 30. Precipitación de hidróxidos de Fe en prueba de neutralización de acidez por horas.....</i>	107
<i>Fotografía 31. Prueba de neutralización por horas.....</i>	107
<i>Fotografía 32. Prueba de Neutralización por día.....</i>	108
<i>Fotografía 33. Implementación de pruebas de tiempos de residencia.....</i>	109
<i>Fotografía 34.Etapas del ensayo de solidos totales.....</i>	110

## RESUMEN

El drenaje ácido de mina (DAM), es agua contaminada por sulfatos producidos por la oxidación de sulfuros metálicos, originada por la explotación minera tanto superficial como profunda; debido a esto, es uno de los problemas más comunes y de mayor impacto ambiental que afectan y alteran la calidad fisicoquímica de recursos hídricos superficiales y subterráneos, por consiguiente la capa vegetal y a las comunidades biológicas que dependen o interrelacionan con estas aguas.

El proyecto consiste en evaluar el gradiente de acidez de DAM a partir del monitoreo de sus parámetros fisicoquímicos. Para esto se planteó una metodología, que inicia con el diseño y construcción de un sistema de neutralización a escala de laboratorio con el uso de columnas de material calcáreo proveniente de los bancos de caliza E y H del miembro superior calcáreo de la Formación Tibasosa. Seguido de la implementación del sistema en pruebas de caudales, neutralización por horas y tiempos de residencia. Donde se evalúa el comportamiento de variables tales como granulometría, caudal, tiempo de residencia y reactividad del material.

En base a los resultados se determina que la granulometría más efectiva para la neutralización de DAM es de 3/8" y el banco de caliza con mayor capacidad de neutralización es el Banco H a pesar de su bajo contenido de  $\text{CaCO}_3$ . Las pruebas de caudales indican que la configuración de caudal Q3, la cual tiene un caudal de salida promedio de 2.2 ml/s, permite un mayor tiempo de residencia del agua en el sistema; por consiguiente un mayor tiempo de neutralización. Este proyecto contó con el apoyo de la empresa ARGOS S.A.S la cual facilitó la obtención del material calcáreo usado en las pruebas, así como su caracterización fisicoquímica; la empresa SANOHA LTDA facilitó las muestras de drenaje ácido de mina extraídas de la Mina Sanoha. Las pruebas a escala de laboratorio fueron realizadas en el laboratorio de química ambiental de la UPTC.



## INTRODUCCIÓN

El drenaje ácido de mina (DAM) es un subproducto inevitable de la minería y la industria mineral el cual es generalmente caracterizado por altas concentraciones de metales pesados disueltos, sulfatos y bajos niveles de pH y es una fuente importante de contaminación de aguas en la industria minera de carbón y metal en todo el mundo según (Powell, 1988) (Gazea, 1996) (Steed, 2000) (Tsukamoto, 2004) (Somerset, 2005). La meteorización de los minerales generadores de acidez por exposición al oxígeno y el agua representa la mayor fuente de contaminación de aguas superficiales y subterráneas resultado de la actividad minera. La Pirita, es el mineral de sulfuro más común, es el principal responsable de las descargas ácidas en minas subterráneas de carbón y metal, desechos superficiales de mina y áreas de deposición de residuos como describe (Hammack, 1988) en sus estudios. Uno de los impactos ambientales más comunes en minería y con valoración significativa es la generación de aguas ácidas, debido al inadecuado manejo de esta causa cambios fisicoquímicos en la calidad de las fuentes hídricas superficiales y subterráneas. Los DAM son contaminantes únicos ya que la generación de ácido y descarga continua ocurre aun después que la minería es cesada. Como resultado de esta acidez el agua no es apta para el uso de animales, plantas, humanos y vida acuática (Riley & Rinier, 1972) debido a la acidez y a las elevadas concentraciones de metales; el hierro, aluminio y el manganeso son los principales metales depositados como resultado de la actividad minera.

## **1. Planteamiento del Problema**

El drenaje ácido de mina (DAM), el cual es un subproducto inevitable de la minería generado por la exposición de los minerales sulfurosos al agua, procesos microbianos y oxidación, caracterizado por su alta acidez y alta cantidad de metales pesados disueltos, conforma uno de los problemas ambientales de mayor conflicto por su impacto ambiental negativo en las áreas mineras, cuerpos de agua superficiales y subterráneos.

Los DAM son comunes en las explotaciones de carbón que presentan altos contenidos de pirita ( $\text{FeS}_2$ ); en presencia de  $\text{O}_2$  y agua reaccionan produciendo ácido sulfúrico, aumentando las concentraciones de metales pesados en el agua, debido a la disminución de pH proliferan bacterias ácidas que se alimentan de la energía resultante de la formación de sulfuros e incrementan la acidez drásticamente.

Los sistemas de neutralización de los DAM pueden realizarse a partir de dos enfoques: tratamientos activos y pasivos: El primero se basa en la aplicación de reactivos químicos e involucra el uso de energía artificial; suelen ser muy eficaces pero costosos. El segundo método de tipo pasivo utiliza materiales naturales mediante reacciones biogeoquímicas sin involucrar costos energéticos; dentro de estos están los denominados drenajes óxicos y anóxicos de caliza.

El presente proyecto se basa en la implementación de un sistema de neutralización pasivo de flujo vertical descendente por medio del uso de columnas de material calcáreo.

## **2. Justificación**

La explotación de carbón en Boyacá, cuenta con un porcentaje importante de informalidad que se desarrolla a través de métodos artesanales. Sin embargo, las minas que se encuentran bajo la legalidad en el desarrollo de sus operaciones, presentan una problemática ambiental común relacionada con el adecuado manejo de los DAM, aunque el uso de la caliza a través del tiempo si bien ha sido caracterizado por su capacidad para neutralizar la acidez de estos efluentes, no se tienen antecedentes científicos que respalden esta práctica, tampoco se han realizado estudios de la capacidad de neutralización de la caliza del miembro superior calcáreo de la Formación Tibasosa para el tratamiento de DAM.

Así, el presente trabajo permitirá mostrar un diseño a escala de laboratorio de un sistema de neutralización de drenaje de mina de carbón (DMC), el cambio en la calidad fisicoquímica del DMC generado al implementarse el tratamiento para neutralización de acidez, la variación de niveles de pH de DMC en diferentes granulometrías de caliza, y profundizar los conocimientos teóricos sobre las diferentes posibilidades que ofrece este tipo de tratamiento pasivo, tales como tiempos de residencia o contención y reacción química en función del caudal; esto para asegurar el cumplimiento normativo de vertimiento de aguas y la protección del medio ambiente.

### **3. Objetivos**

#### **3.1. Objetivo General**

Evaluar a escala de laboratorio el gradiente granulométrico de caliza y caudal óptimo para la neutralización de aguas ácidas por medio de un sistema de tratamiento a escala de laboratorio de columnas de caliza.

#### **3.2. Objetivos Específicos**

- Construir a escala de laboratorio columnas de caliza en diferentes granulometrías, para realizar las pruebas.
- Monitorear el comportamiento del gradiente de acidez del DAM en relación al sistema de neutralización.
- Establecer la configuración del sistema óptima para la neutralización acidez de DAM.
- Determinar que banco de caliza de la cual se dispone tiene una mayor capacidad de neutralización de acidez y el límite de neutralización de la caliza.

## 4. Metodología

### 4.1. Desarrollo del Proyecto

Tabla 1. *Fases metodológicas del proyecto*

<b>FASE I</b> <b>PLANEAMIENTO</b>	<p><b>Recopilación y análisis de información secundaria existente en la zona de estudio.</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li><input type="checkbox"/> Asesoría con el director del proyecto y equipo de trabajo.</li> <li><input type="checkbox"/> Consultar información acerca del material teórico relacionado con el proyecto.</li> <li><input type="checkbox"/> Examinar proyectos previos afines con la zona y/o tema.</li> <li><input type="checkbox"/> Buscar las unidades geológicas locales conformadas por roca Caliza de área cercana al municipio de Sogamoso.</li> <li><input type="checkbox"/> Interpretar material derivado de las consultas.</li> <li><input type="checkbox"/> Ubicar zonas de muestreo de caliza y aguas acidas.</li> <li><input type="checkbox"/> Revisión del objetivo cumplido con el director del proyecto.</li> </ul>
<b>FASE II</b> <b>DISEÑO</b>	<p><b>Diseño del sistema piloto a escala de laboratorio</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li><input type="checkbox"/> Asesoría con el director del proyecto y equipo de trabajo.</li> <li><input type="checkbox"/> Evaluar la funcionalidad de los diseños propuestos</li> <li><input type="checkbox"/> Cotizar el precio de los materiales para la construcción del sistema piloto.</li> <li><input type="checkbox"/> Comprar los materiales para la construcción del arreglo final.</li> <li><input type="checkbox"/> Diseñar las tablas para el registro óptimo de los datos que se obtendrán en la fase de implementación.</li> <li><input type="checkbox"/> Revisión del objetivo cumplido con el director del proyecto.</li> </ul>
<b>FASE III</b> <b>CONSTRUCCIÓN</b>	<p><b>Elaboración del sistema a escala piloto de columnas de caliza</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li><input type="checkbox"/> Asesoría con el director del proyecto.</li> <li><input type="checkbox"/> Preparar los materiales según medidas de diseño.</li> <li><input type="checkbox"/> Transportar los materiales al taller de ornamentación para ser ensamblado.</li> <li><input type="checkbox"/> Conseguir material plástico (botellas) según especificaciones del diseño.</li> <li><input type="checkbox"/> Instalar en el laboratorio de química ambiental de la UPTC la estructura final para ser evaluada.</li> <li><input type="checkbox"/> Revisión del objetivo cumplido con el director del proyecto.</li> </ul>

<p><b>FASE IV</b></p> <p><b>RECOLECCIÓN</b></p>	<p><b>Recopilación y análisis de información secundaria existente en la zona de estudio.</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li><input type="checkbox"/> Asesoría con el director del proyecto</li> <li><input type="checkbox"/> Consultar información sobre lugares de muestreo, rutas y material necesario para transportar las muestras de caliza y aguas acidas.</li> <li><input type="checkbox"/> Tomar muestras de agua acida.</li> <li><input type="checkbox"/> Recolectar muestras de caliza.</li> <li><input type="checkbox"/> Transportar muestras de caliza y agua acida al laboratorio de carbones y laboratorio de química ambiental, respectivamente, para su manejo previo.</li> <li><input type="checkbox"/> Caracterizar inicialmente las muestras recolectadas.</li> </ul>
<p><b>FASE V</b></p> <p><b>IMPLEMENTACION</b></p>	<p><b>Implementación del sistema piloto a escala de laboratorio de columnas de caliza</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li><input type="checkbox"/> Asesoría con el director del proyecto y equipo de trabajo.</li> <li><input type="checkbox"/> Experimentar con las muestras de agua acida a distintos caudales de aporte.</li> <li><input type="checkbox"/> Determinar múltiples variables como tiempo de residencia y reacción de agua acida con la caliza.</li> <li><input type="checkbox"/> Evaluar antes y después del tratamiento la muestra de agua acida, mediante la medición de pH, Eh, temperatura, conductividad eléctrica.</li> <li><input type="checkbox"/> Tabular los resultados en las tablas de registro según parámetro estudiado.</li> <li><input type="checkbox"/> Realizar ensayo de solidos totales para las muestras con mejores resultados en las diferentes fases experimentales.</li> <li><input type="checkbox"/> Hacer ensayo de tiempos de residencia para evaluar la eficiencia de la caliza como agente neutralizador atravez del tiempo.</li> <li><input type="checkbox"/> Plantear opciones de neutralización usando granulometrías iguales y combinadas a diferentes tiempos. Este experimento se dividió en dos partes de tratamiento.</li> <li><input type="checkbox"/> Revisión del objetivo cumplido con el director del proyecto.</li> </ul>
<p><b>FASE VI</b></p> <p><b>ANÁLISIS</b></p>	<p><b>Análisis de resultados</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li><input type="checkbox"/> Interpretar los datos obtenidos en la fase de implementación.</li> <li><input type="checkbox"/> Determinar la combinación de granulometría y caudal más efectiva para la neutralización de agua acida.</li> <li><input type="checkbox"/> Evaluar la eficiencia de la caliza para neutralizar el agua acida atravez del tiempo.</li> <li><input type="checkbox"/> Inspeccionar los sólidos totales de las muestras con mayor aumento de pH.</li> <li><input type="checkbox"/> Comparar datos obtenidos con la normatividad vigente para vertimientos de agua.</li> </ul>
<p><b>FASE VII</b></p> <p><b>CONCLUSIÓN</b></p>	<p><b>Conclusiones del proyecto</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li><input type="checkbox"/> Determinar conclusiones con base a los resultados obtenidos.</li> <li><input type="checkbox"/> Revisión del objetivo cumplido con el director del proyecto.</li> </ul>

Fuente: Autoría propia.

## 5. Marco Referencial

### 5.1.Marco Geográfico

Los puntos de investigación se localizan en el departamento de Boyacá, en los municipios de Sogamoso, Mongui, y Nobsa. Los sitios de estudio comprenden a la Formación Belencito ubicada en el frente de explotación de Cerro Cuista y Cerro Molino al Noroeste (NW) de la zona industrial siderúrgica Paz del Rio, y la mina de carbón La Florida ubicada a 4 km al Noreste (NE) del casco urbano del municipio de Mongui.

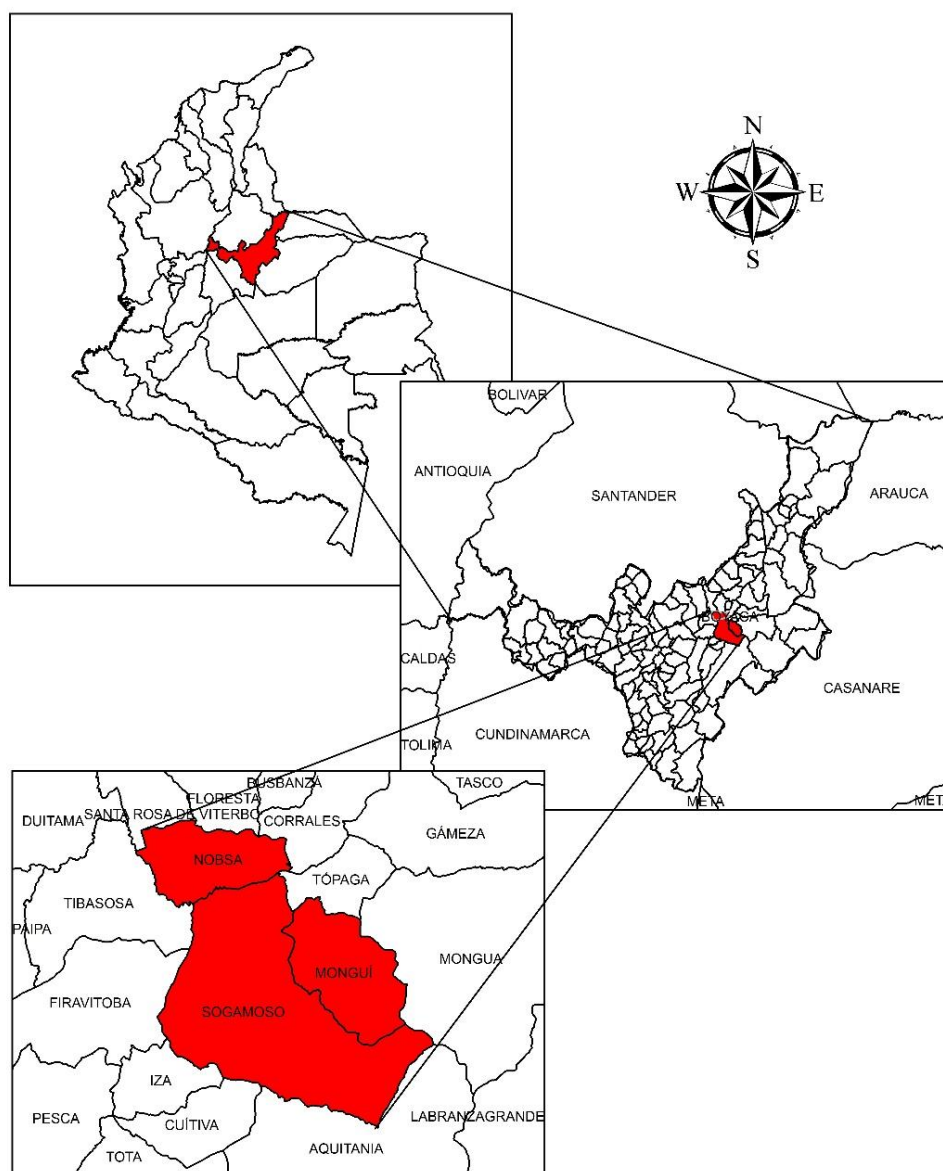


Figura 1. Localización area de interés. Fuente: Autoría propia



*Figura 2.* Área de extracción de las muestras de caliza, Cerro Cuista y Cerro Molino, concesión otorgada a la Empresa Acerías Paz del Río, en inmediaciones de Belencito, jurisdicción del Municipio de Nobsa. Fuente: Autoría propia.



*Figura 3.* Ubicación de la Mina La Florida en el municipio de Monguí, vereda Reginaldo. Sitio de toma de muestras de DAM (Drenajes ácidos de mina). Fuente: Autoría propia.



## 5.2. Marco Geológico

Desde un punto de vista geológico el sustrato rocoso de la provincia de Sugamuxi presenta la serie cretácico-terciaria; el Cretáceo Inferior y Medio, que es exclusivamente de origen marino, alcanza los 1600 m de espesor y consta de las formaciones Tibasosa, Belencito y Une. El Cretáceo Superior, que es predominantemente marino, excepto por su parte superior que incluye depósitos de transición, llega a los 1300 metros de espesor y está constituido por las formaciones Churuvita, Conejo, Ermitaño y Guaduas (Reyes C, 1984, pág. 20).

Los sitios de estudio se localizan en la cordillera oriental y geológicamente forman parte de la cobertura plegada constituida por la serie neocretácica terciaria. Se ubican al oriente de la falla de Soapaga, principal dislocación de la región, que separa dos zonas con estilo morfoestructural muy diferente; pone en contacto sedimentos terciarios con rocas del Jurásico y en algunos sitios con rocas más antiguas (Alcaldia de Sogamoso, 2000, pág. 23).

Estratigráficamente se identifican y describen las Formaciones Tibasosa (Kit), y Guaduas (Kg), dentro de los municipios de interés particular

### 5.2.1. Estratigrafía.

A continuación se describe a nivel general las formaciones que están involucradas en el estudio del presente trabajo.

#### 5.2.1.1. Formación Tibasosa (Kit).

Sucesión litológica que aflora en la población de Tibasosa, que infrayace de la Formación Une. El autor (REZONI G, citado en (Miranda & Niño, 2016)), dividió la formación en cuatro miembros, los cuales fueron denominados de base a techo como: Miembro Basal, compuesto por conglomerado, limolitas y areniscas, a veces conglomeráticas; Miembro Calcáreo Inferior, constituido principalmente por shales, calizas arenosas y areniscas; Miembro Arenáceo Intermedio, compuesto por shales y areniscas, y el Miembro Calcáreo Superior, formado por shales, caliza lumaquélica y areniscas.

El Miembro calcareo superior (Kitl), corresponde a la secuencia calcárea económicamente explotable de la Formación Tibasosa, aflora a todo lo largo de la región, cubriendo gran parte de la vereda La Carrera, y extensas áreas de las veredas Patrocinio, Resguardo, Centros y Ayalas (Alcaldía de Tibasosa, s.f., pág. 4).

Este miembro está compuesto por diez bancos de caliza denominados A, B, C, D, E, F, G1, G2, H, I que alternan con arcillolitas y areniscas.

Cada banco consta de características estratigráficas y químicas, teniendo una variabilidad en cuanto a cada análisis químico (Ver tabla 2 y 3).

Tabla 2. *Valores Promedio de los Ensayos Químicos más Representativos de los Bancos Perforados.*

ENSAYO	BANCO	BANCO	BANCO	BANCO	BANCO G2
S	D	E	F	G1	
% CaO	47,71	46,89	36,23	43,13	46,21
% SiO <sub>2</sub>	5,45	8,06	26,72	14,02	13,65
% Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	3,20	4,32	5,61	4,06	2,23
% Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	1,73	2,24	2,43	1,72	1,92
% MgO	0,75	0,76	0,64	0,67	0,49
% SO <sub>3</sub>	0,70	0,29	0,26	0,12	0,11
% K <sub>2</sub> O	0,56	0,78	1,13	0,09	0,36
% Na <sub>2</sub> O	0,07	0,02	0,09	0,11	0,12
% P <sub>2</sub> O	0,52	0,56	0,19	0,12	0,14

Fuente: Laboratorio Químico (Miranda & Niño, 2016, p. 65)

Tabla 3. *Valores Promedio de los Ensayos Químicos de los Bloques de Roca.*

ENSAYOS	BANCO B	BANCO H
% CaO	54,72	37,50
% SiO <sub>2</sub>	1,48	8,26
% Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,60	2,45

Fuente: Laboratorio Químico (Miranda & Niño, 2016, pág. 66).

Las muestras que se utilizaron para la experimentacion de la neutralizacion de acidez fueron tomadas del banco E y el H de la concesion Aceriaz Paz del Rio , en el sector Cerro Cuista (ver figura 4) , por lo que el estudio se enfocara en estos dos tipos de caliza.

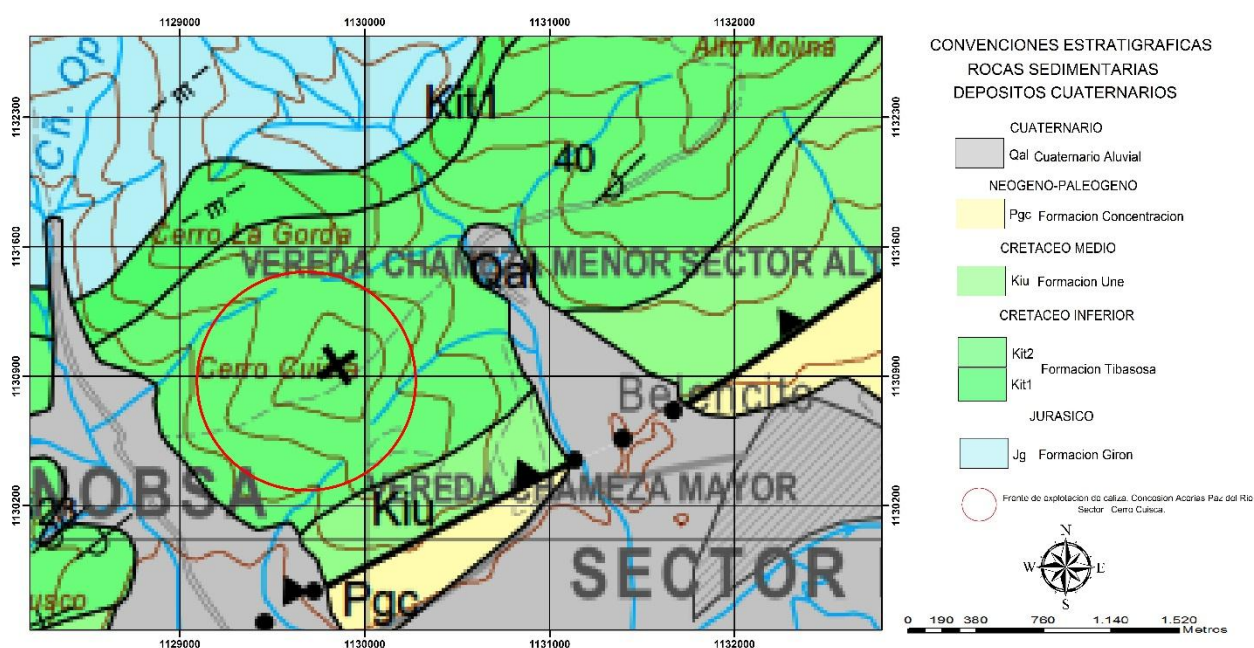


Figura 4. Localización de Concesión Acerías Paz del Río, sector Cerro Cuista y Cerro Molino. Fuente: Ingeominas, 1998.

#### 5.2.1.1.1. Banco H.

Este banco cuenta con un espesor de 9 metros y está conformado por gruesas capas de caliza cristalina Mudstone a Wackstone gris blancuzco con algunos segmentos de arenisca calcárea, cuenta con buenos porcentajes de CaCO<sub>3</sub> que oscilan entre 52 a 74% pero también altos porcentajes de 18% de SiO<sub>3</sub> que no permite usarse en la industria cementera (Miranda & Niño, 2016, pág. 40).

#### *5.2.1.1.2. Banco E.*

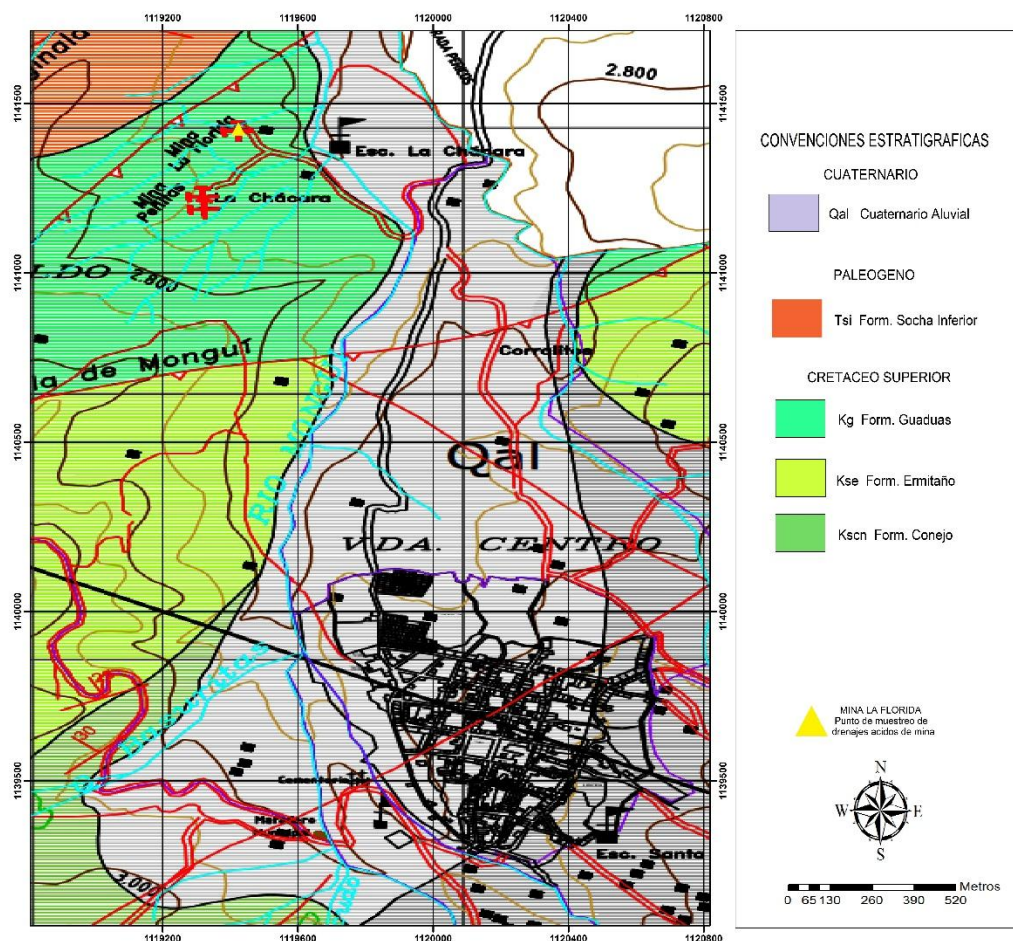
Este banco de caliza tiene un espesor de 13 metros compuesto por una caliza cristalina gris a gris oscura fosilífera muy dura con vetas de calcita en gruesas capas homogéneas que provocan una geomorfología abrupta, el porcentaje de  $\text{CaCO}_3$  promedio es del 86,33% y de  $\text{SiO}_2$  del 13% (Miranda & Niño, 2016, pág. 44).

#### *5.2.1.2. Formación Guaduas (Kg).*

En el área estudiada la formación está constituida de dos miembros. El inferior, compuesto casi exclusivamente de arcillolitas fisibles negruzcas, con esporádicas zonas arenosas, alcanza un espesor de 190 m (Guaduas Estéril). El miembro superior consta de continuas alternancias de areniscas delgadas, arcillolitas y mantos de carbón, con un espesor total de aproximadamente 230 m (Reyes C, 1984, pág. 37).

En el municipio de Mongui aflora la formación Guaduas en las veredas de Reginaldo y Pericos, siendo en estos lugares donde se concentra la minería del carbón, tiene una extensión de 2,98  $\text{Km}^2$ , la cual representa el 4.29% de la superficie total del municipio (Alcaldía de Mongui, s.f., pág. 44).

En la vereda de Reginaldo , se encuentra ubicada la mina Florida, donde se explota carbon tipo termico y mantos de alto HGI para granular, fue en este sitio de donde se tomaron las muestras de agua acida para su tratamiento.



*Figura 5.* Localización de mina de carbón La Florida, municipio de Mongui y punto de muestreo de DAM. Fuente: Esquema de Ordenamiento Territorial, Municipio Villa de Mongui.

### 5.3. Marco Conceptual

#### 5.3.1. Fundamentos Químicos y Definición Conceptual de Términos

##### 5.3.1.1. Caliza.

La caliza es fuente de alcalinidad menos costosa y más viable. Tiene un Potencial de Neutralización (NP) del 75 al 100% y es segura y fácil de manejar. Por otro lado, no tiene propiedades cementantes y no puede usarse como barrera. Estudios de campo y laboratorios tienen indicado que hay niveles límite de PN, sobre el cual las condiciones acidas en una mina de carbón no se desarrolla cuando las minas están inactivas. Bradham & Caruccio 1997 encontraron que en los campos carboníferos de noreste de U.S. a un PN del 3.7% no podría producir acidez con un nivel de certeza del 95%. DiPretoro & Rauch 1988 encontraron sitios con un  $PN > 3\%$  como  $\text{CaCO}_3$  equivalente a la sobrecarga producida en drenajes alcalinos, mientras que en drenajes ácidos resulta un  $NP \leq 1\%$ . Brady & Hornberger 1989 sugirieron valores límite de  $PN \geq 3\%$  y  $S < 0.5\%$  como pautas para delinear los estratos productores de alcalinidad (Skousen, y otros, 1998, págs. 20-21).

##### 5.3.1.2. pH.

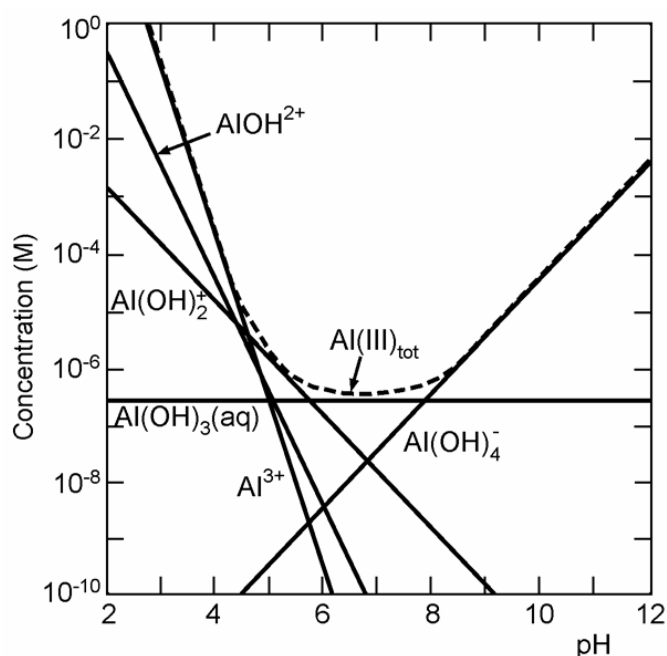
El potencial de hidrógeno indica la medida de actividad de iones (protones) de hidronio (hidrogeno)  $[\text{H}_3\text{O}^+]$  en solución.

$$\text{pH} = -\log_{10}(\text{H}^+) \quad (1)$$

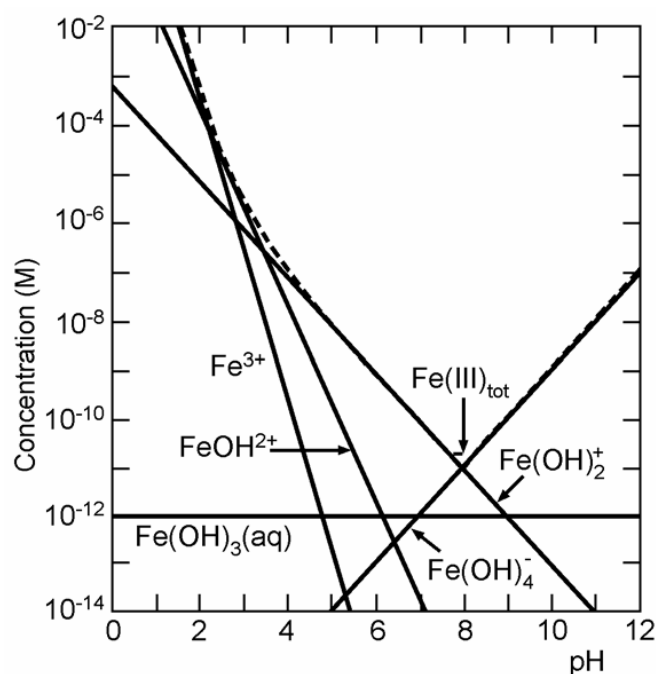
Donde  $(\text{H}^+)$  denota la actividad en  $\text{mol/dm}^3$  o  $\text{mol/l}$ . En agua de  $\text{pH} = 7$ , la actividad de iones de hidrogeno es  $10^{-7}$  moles/l o 0.0001 mg/l. en agua de  $\text{pH} = 3$ , la actividad es  $10^{-3}$  moles/l iones de hidrógeno o 1 mg/l. El pH comúnmente puede tener valores de 0 a 14 en disolución acuosa (Banks, 2004, pág. 29).

De acuerdo con (Banks, 2004, pág. 29) el pH controla gran parte de la hidroquímica de una muestra de agua, y las reacciones mineralógicas que pueden “presentarse”. Controla la

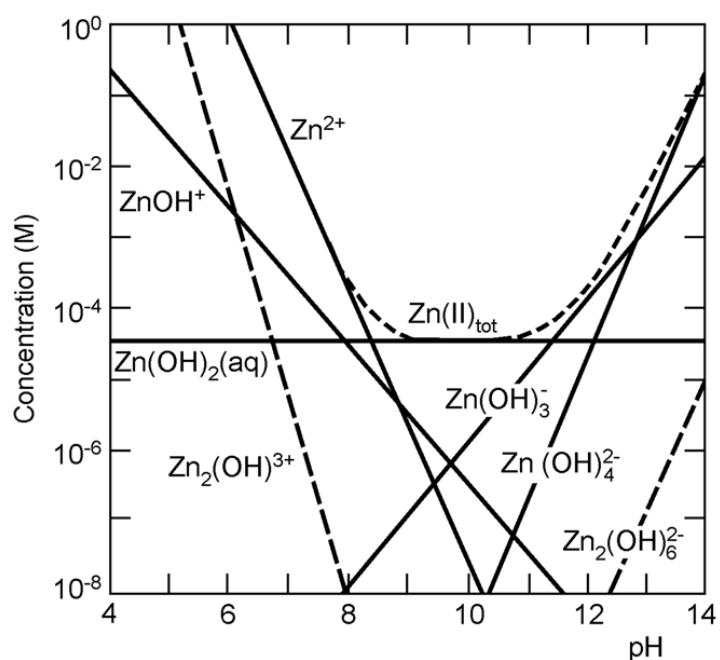
solubilidad de los iones de metal como Al, Fe y Zn como se muestra en la Figura 6. En estas, los diagramas de concentración vs. pH, la línea sólida muestra la concentración de una variedad de especies de hidróxidos de metal en agua. Esto notara que el Al es altamente soluble en agua a valores de pH entre 5 y 8 (típicos de aguas subterráneas). En aguas ácidas y alcalinas, la solubilidad comienza a cambiar significativamente (concentración  $> 10^{-6}$  M). En contraste los iones Férricos, son prácticamente insolubles ( $< 10^{-6}$ ) en todos los valores de pH mayores de aproximadamente 3-4, es un hecho que tiene gran importancia en el tratamiento de aguas ácidas. El Zinc es más soluble, y su mínima solubilidad se alcanza solo al alcanzar valores de pH mayores que el del Al y Fe, valores aproximadamente entre 9 y 10. Esto explica porque el Zn es tan difícil de remover de aguas en mina por medio de simple técnica de ajustamiento de pH.



*Figura 6.* Dependencia de la solubilidad de especies de hidróxido férrico en agua al pH. La línea discontinua representa la solubilidad total del Al (modificado de (Stumm & Morgan, 1996) y (Younger, Banwart, & Hedin, 2002)). Tomado de Groundwater Management in Mining Areas (Banks, 2004, pág. 30).



*Figura 7.* Dependencia de la solubilidad de especies de hidróxido férrico en agua. La línea discontinua representa la solubilidad de  $\text{Fe}^{3+}$  (modificado de (Stumm & Morgan, 1996) y (Younger, Banwart, & Hedin, 2002)). Tomado de Groundwater Management in Mining Areas (Banks, 2004, pág. 30).



*Figura 8.* Dependencia de la solubilidad de las especies de hidróxido de zinc en agua. La línea discontinua representa la solubilidad total del Zn (modificado de (Stumm & Morgan, 1996) y (Younger, Banwart, & Hedin, 2002)). Tomado de Groundwater Management in Mining Areas (Banks, 2004, pág. 30).



### 5.3.1.3. Constantes de equilibrio.

Las reacciones reversibles en solución pueden ser caracterizadas por una constante de equilibrio  $K_{eq}$  donde:

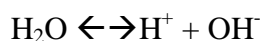
$$K_{eq} = \pi (\text{productos}) / \pi (\text{reactivos}) \quad (1)$$

Y donde (1) es una actividad en moles/dm<sup>3</sup>

La reacción:  $A + 2B \rightleftharpoons 2C + D = C + C + D$

$$K_{eq} = [\text{C}]^2 [\text{D}] / [\text{A}] [\text{B}]^2 = [\text{C}]^2 [\text{D}] / [\text{A}] [\text{B}]^2$$

El agua disocia de forma reversible de hidrogeno a iones de hidróxido:



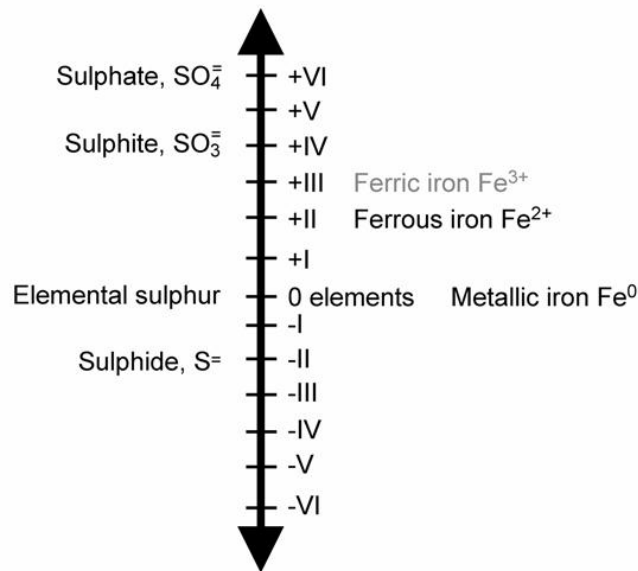
La constante reversible a 25° C es

$$K_{eq} = (\text{H}^+)(\text{OH}^-) / (\text{H}_2\text{O}) = (\text{H}^+)(\text{OH}^-) = 10^{-14} \text{ moles}^2/\text{dm}^6$$

Una solución neutra  $(\text{H}^+) = (\text{OH}^-) = 10^{-7} \text{ mol/dm}^3$ . En otras palabras el pH = 7 a 25°C en una solución neutral, según se describe en (Banks, 2004, pág. 32).

### 5.3.1.4. Eh.

El potencial de óxido reducción, Eh (medido en mV) describe el estado redox de una solución. Entre más bajo sea el valor, más reducida esta la solución. Si este es más alto, más oxidante será. Eh es una medida de actividad de electrones en una solución, del mismo modo en que el pH es medido por la actividad de protones. El Eh controla el estado de oxidación de los elementos que pueden existir en varios estados de oxidación, como el Fe y S como se muestra a continuación.



*Figura 9.* (Garrels & Christ, 1965) Produjeron un diagrama ilustrando las condiciones típicas de Eh y pH para varios ambientes terrestres. Tomado de Groundwater Management in Mining Areas (Banks, 2004, pág. 34).

El diagrama pH-Eh, como se muestra en el diagrama de la Figura 9, es una gran herramienta usada para hidrocarburos; muestra las fases estables de una combinación de elementos en solución para una variedad de valores de Eh y pH. Es importante entender que cada diagrama es válido solo para concentraciones de elementos totales específicos y para condiciones de temperatura y presión dadas. La pirita es estable en circum-neutral, condiciones reductoras, bajo la superficies de la geósfera. Por el movimiento vertical del campo de la pirita se debe al aumento de Eh, se puede ver que la pirita se vuelve inestable y da paso el campo de la siderita o el oxihidróxido férrico. En condiciones ácidas, como en agua de mina, los iones ferrosos disueltos (e iones férricos, bajo condiciones extremadamente oxidantes y ácidas) son las fases más estables, esto basado en las investigaciones de (Banks, 2004, pág. 35).

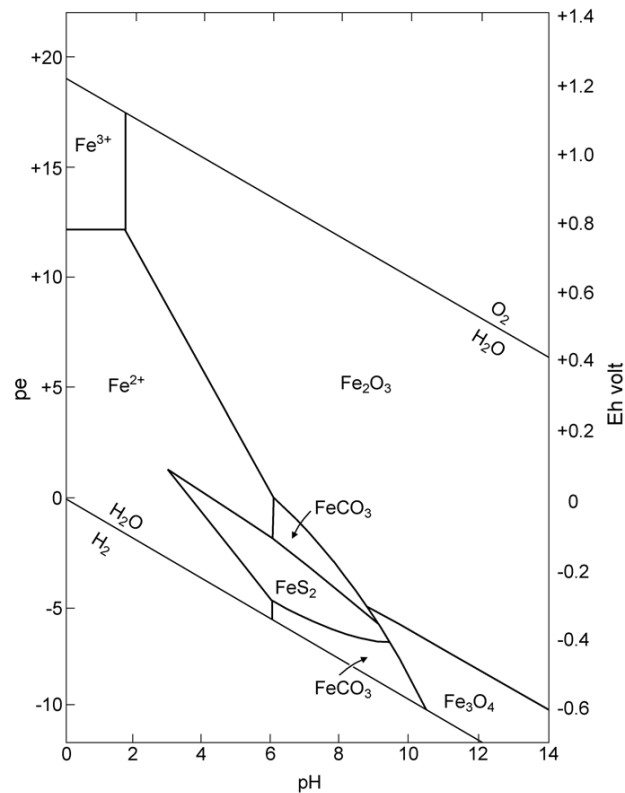


Figura 10. El diagrama de Eh-pH para el sistema Fe-C-S-H<sub>2</sub>O, donde el Total =  $10^{-6}$  M, donde el Total S =  $10^{-6}$  M, Total C =  $10^0$  M,  $\text{Fe}^{2+} = 10^{-6}$  M y T = 25°C (modificado de (Appelo & Postma, 1996). Tomado de Groundwater Management in Mining Areas (Banks, 2004, pág. 35).

#### 5.3.1.5. Acidez.

La acidez es la medida de la capacidad de neutralización de alcalinidad, el total de especies ácidas (en meq/l) en una solución; Existen tres tipos de acidez: acidez de protones asociada con el pH (una medida de los iones libres de  $\text{H}^+$ ), acidez orgánica asociada con componentes orgánicos disueltos y la acidez mineral asociada con la disolución de metales. El valor de una base fuerte en (meq/l) necesario para aumentar el pH de una solución a un valor dado es de aproximadamente 8.2 como se muestra en el punto (Y) de la figura 11, como lo describen (Hem, 1985, p. 263) (Banks, 2004, pág. 36).

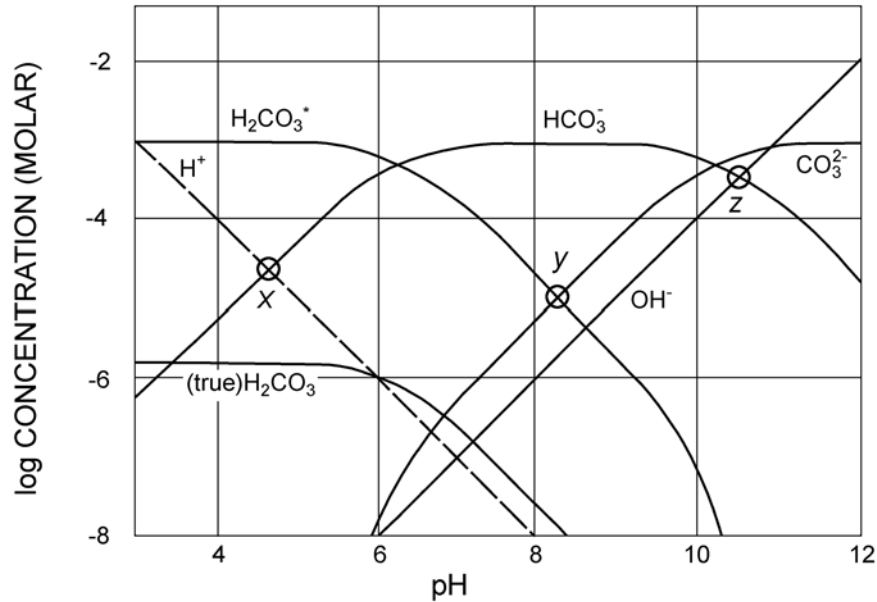
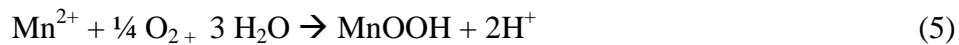
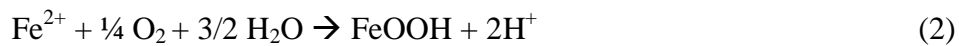


Figura 11. Concentraciones de especies de carbonatos individuales inorgánicos en aguas en función del pH en un sistema aproximado al  $\text{CO}_2$  (modificado de (Stumm & Morgan, 1996)). Tomado de Groundwater Management in Mining Areas (Banks, 2004, pág. 36).

Las aguas de mina generalmente tienen un muy bajo contenido de acidez orgánica. Los efluente ácidos de minas de carbón surgen de protones libres (pH bajo) y de acidez mineral, esta proviene de la disolución de Fe, Mn y Al. Estos metales son considerados ácidos porque pueden sufrir reacciones de hidrólisis produciendo  $\text{H}^+$  (Hedin, 1994, pág. 5).



Estas reacciones pueden ser usadas para calcular la acidez total de una muestra de agua de mina y para separar la acidez en varios componentes. La acidez esperada de una muestra de agua de mina es calculada partiendo de su pH y de la suma de los miliequivalentes de metales ácidos. Para la mayoría de drenajes de minas de carbón se calcula con la siguiente ecuación de acuerdo con (Hedin, 1994, pág. 5) (Hedin, 2004, pág. 81).

$$\text{Acid}_{\text{calc}} = 50(2\text{Fe}^{2+}/56 + 3\text{Fe}^{3+}/56 + 3\text{Al}/27 + 2\text{Mn}/55 + 1000(10^{-\text{pH}})) \quad (6)$$

Para muestras con  $\text{pH} > 4.5$ , la acidez neta es el resultado del balance de los componentes alcalinos y ácidos y es calculado con la siguiente formula:

$$\text{Net Acid}_{\text{calc}} = 50(2\text{Fe}^{2+}/56 + 3\text{Fe}^{3+}/56 + 3\text{Al}/27 + 2\text{Mn}/55 + 1000(10^{-\text{pH}})) - \text{Alcalinidad} \quad (7)$$

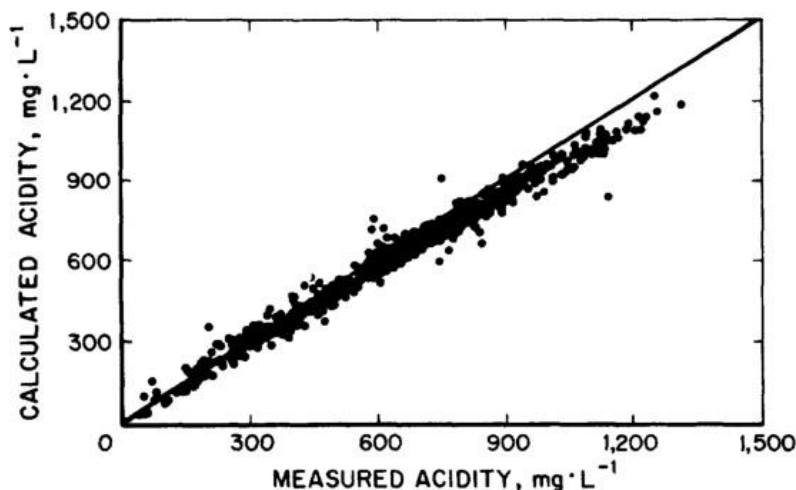
Donde todas las concentraciones de metales están en miligramos por litro y 50 es el equivalente en peso de  $\text{CaCO}_3$ , y esta transforma miliequivalentes por litro de acidez al equivalente en miligramos por litro de  $\text{CaCO}_3$ . Para muestras de agua con  $\text{pH} < 4.5$  (sin presencia de alcalinidad), la ecuación 7 calcula la acidez correspondiente a el agua de mina son medidas de acidez usando el método estándar  $\text{H}_2\text{O}_2$  (A.P.H.A, 1985, pág. 1268). Usando drenajes de mina sintéticos con un amplio rango de composiciones, se determinó que la acidez calculada difiere de los valores medidos en menos de un 10%, (Tabla 4).

Tabla 4. *Acidez Calculada y Medida de Aguas Ácidas Sintéticas de Mina*

Composición de Agua Sintética de Mina					Acidez		
pH	$\text{Fe}^{2+}$	$\text{Fe}^{3+}$	Al	Mn	Calculada	Medida	Diferencia
3.9	98	1	0	0	181	184	-2%
3.9	0	0	106	0	598	578	3%
3.6	0	0	0	97	192	186	3%
3.8	13	0	46	42	370	335	9%

Nota: Comparación de acidez calculada contra acidez medida. Tomado de Passive Treatment of Coal Mine Drainage (Hedin, 1994, pág. 6).

Como se describe en (Hedin, 1994, pág. 5), la precisa ecuación que caracteriza los minerales ácidos de muestras actuales de drenajes ácidos en mina. En uno de los sitios, se realizaron numerosas mediciones de metales químicos y acidez total, la acidez principal de las muestra con  $\text{pH} < 4.5$  fue  $693 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , mientras que la acidez predicha para estas muestras alcanzaba  $655 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , una diferencial solo del 6% como se muestra en la figura 12.



*Figura 12.* Comparación de acidez calculada y medida de muestras de agua colectadas en el humedal Friendship Hill. Tomado de Passive Treatment of Coal Mine Drainage (Hedin, 1994, pág. 6).

La ecuación también puede ser usada para fraccionar la acidez total en constituyentes individuales. Cuando la acidez total de drenajes contaminados de minas de carbón es fragmentada de esta manera, la importancia de la acidez mineral se vuelve aparente. La ruptura de los componentes ácidos de tres drenajes de mina se muestra en la Tabla 5. En cada lugar, la acidez aumentada por protones (pH) fue un componente menor de la acidez total. Los drenajes en mina en el humedal Friendship Hill tenían un pH extremadamente bajo de (2.7), pero la acidez del agua de mina resultó principalmente de la disolución de iones férricos y Al. El humedal de Somerset recibía agua con un bajo pH (3.7), pero la acidez del agua en gran medida resultó de la disolución de hierro ferroso y Mn. En el sistema de Cedar Grove, donde el agua de mina era circumneutral, el hierro ferroso representaba el 98% de la acidez, mientras que el ion de hidrogeno representaba el 1% de acidez del agua de mina (Hem, 1985, p. 263) (Banks, 2004, pág. 26).

Tabla 5. *Componentes Ácidos de los Drenajes de Mina en Tres Sistemas de Tratamiento Pasivo.*

Parámetro	Friendship Hill			Somerset			Cedar Grove		
	Concentración mg*L <sup>-1</sup>	Equivalente de acidez mg*L <sup>-1</sup>	% de total de acidez	Concentración mg*L <sup>-1</sup>	Equivalente <sup>1</sup> de acidez mg*L <sup>-1</sup>	% de total de acidez	Concentración mg*L <sup>-1</sup>	Equivalente <sup>1</sup> de acidez mg*L <sup>-1</sup>	% de total de acidez
Fe <sup>2+</sup>	7	13	1	193	345	<sup>6</sup> 9	95	170	<sup>9</sup> 8
Fe <sup>3+</sup>	153	434	<sup>4</sup> 9	9	24	5	< 1	< 1	< 1
Al <sup>3+</sup>	58	317	<sup>3</sup> 6	3	17	4	< 1	< 1	< 1
Mn <sup>2+</sup>	9	16	1	59	107	<sup>2</sup> 1	2	4	2
pH	2.6	112	<sup>1</sup> 3	3.7	10	2	6.3	< 1	< 1

Nota: <sup>1</sup> Equivalente de CaCO<sub>3</sub> calculado de la estequiometría de las reacciones. Ejemplo real que demuestra que la acidez de las aguas no depende solo del pH sino que también depende de la acidez mineral. Tomado de Passive Treatment of Coal Mine Drainage (Hedin, 1994, pág. 6).

La siguiente tabla está basada en los cálculos estequiométricos de (Zawadski, 1967, pág. 8) y presenta los equivalentes de acidez correspondientes a los principales cationes constituyentes de drenajes de minas de carbón.

Tabla 6. *Acidez de Cationes Presentes en DMC*

Catión (1 ppm)	Acidez en ppm H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Acidez en ppm CaCO <sub>3</sub>
H <sup>+</sup>	49	50
Fe <sup>2+</sup>	1.77	1.8
Fe <sup>3+</sup>	2.65	2.7
Al <sup>3+</sup>	5.44	5.55
Mn <sup>2+</sup>	1.78	1.82

Nota: Valores de acidez de cada catión en partes por millón de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> y CaCO<sub>3</sub>. Tomado de the oxygenation of iron relationship to coal mine drainage treatment (Stauffer, 1968, pág. 8).

La acidez libre es la porción de acidez total que existe como iones de hidrógeno o acidez medida por electrodos de vidrio. La titulación de ácido libre representa el ion de hidrógeno existente más el ácido desarrollado por hidrólisis de los cationes minerales contenidos y es comúnmente referido como acidez mineral de metilo rojo o naranja.

#### 5.3.1.6. Alcalinidad.

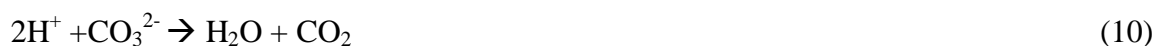
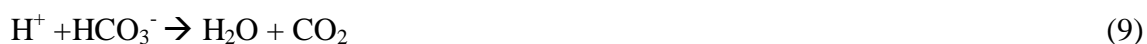
La capacidad de una solución de neutralizar ácido la cual se obtiene cuando la solución tiene un pH > 4.5, el total de especies básicas (en meq/l) de una solución, el valor de un ácido

fuerte (meq/l) necesario para reducir el pH de una solución a un valor que seda (aproximadamente 4.3) como indica el punto (X) en la Figura 11, en gran parte del agua subterránea natural, la alcalinidad (en meq/l) puede ser descrita aproximadamente de esta manera según describen (Hem, 1985, p. 263) (Banks, 2004, pág. 36).

$$\text{Alcalinidad} = \Sigma [\text{OH}^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{HCO}_3^-] \quad (8)$$

Donde [ ] = concentración en mol/l.

“La alcalinidad puede resultar del ion hidroxilo ( $\text{OH}^-$ ), carbonatos, silicatos, boratos, ligados orgánicos, fosfato y amoníaco” (Hem, 1985, p. 263). La principal fuente de alcalinidad en el agua de mina es el carbonato disuelto, el cual puede existir en un bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) o la forma de carbonato ( $\text{CO}_3^{2-}$ ). Ambos pueden neutralizar los protones de la acidez.



El rango de pH en la mayoría de aguas alcalinas en mina es (5 a 8), el bicarbonato es la principal fuente de alcalinidad. La presencia de bicarbonato en aguas alcalinas de mina que contienen elevados niveles de metales no es inusual. Un ejemplo de esto se muestra en la Tabla 7, donde se ve la composición química de 12 aguas de mina en el norte de Appalachia que contiene alcalinidad y también está contaminada con hierro ferroso y Mn. Ninguna está contaminada con hierro férrico disuelto o Al porque la solubilidad de estos metales es baja en aguas de mina con pH mayor a 5.5 según indican los estudios de (Stumm & Morgan, Aquatic Chemistry, 1981, pág. 583) (Hem, 1985, p. 263).



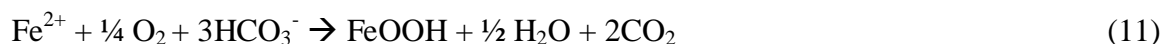
Tabla 7. *Composición química de drenajes de mina con altas concentraciones de alcalinidad.*

Location	pH	Alkalinity, mg·L <sup>-1</sup>	Al, mg·L <sup>-1</sup>	Fe <sup>2+</sup> , mg·L <sup>-1</sup>	Fe <sup>3+</sup> , mg·L <sup>-1</sup>	Mn, mg·L <sup>-1</sup>	SO <sub>4</sub> , mg·L <sup>-1</sup>	Net alkalinity, <sup>1</sup> mg·L <sup>-1</sup>
Ohio: Coshocton . . . . .	6.1	152	<1	119	<1	2	1,325	-50
Pennsylvania:								
Cross Creek . . . . .	6.3	300	<1	96	<1	2	1,260	140
Donegal . . . . .	6.6	214	<1	39	<1	8	830	130
Fallston . . . . .	6.2	120	<1	30	<1	3	390	66
Keystone . . . . .	6.5	106	<1	37	<1	1	331	72
Latrobe . . . . .	6.2	204	<1	102	<1	6	1,200	15
New Bethlehem . . . . .	6.1	163	<1	51	<1	28	493	51
Possum Hollow . . . . .	6.4	263	<1	32	<1	1	620	209
Sligo . . . . .	5.5	93	<1	43	<1	26	1,720	-31
Somerset . . . . .	6.3	275	<1	2	<1	6	750	265
St. Petersburg . . . . .	6.1	255	<1	29	<1	9	250	203
Uniontown . . . . .	6.3	220	<1	70	<1	3	950	95

<sup>1</sup>Alkalinity minus acidity.

Fuente: Passive Treatment of Coal Mine Drainage (Hedin, 1994, pág. 7)

La alcalinidad y la acidez no son términos mutuamente exclusivos. Todas las aguas de mina de la Tabla 7 contienen tanto acidez como alcalinidad. Cuando el agua contiene minerales ácidos y alcalinos, una comparación de las dos mediciones da como resultado una determinación de si el agua es netamente alcalina (alcalinidad mayor a la acidez) o netamente ácida (acidez mayor a la alcalinidad). El agua netamente alcalina contienen suficiente alcalinidad para neutralizarla acidez mineral representada por la disolución de hierro ferroso y Mn. Como estos metales oxidan e hidrolizan, el protón ácido que es producido es rápidamente neutralizado por el bicarbonato según lo (Hedin, 1994, pág. 7), para aguas contaminadas con Fe<sup>2+</sup>, la reacción neta para la oxidación, hidrólisis y neutralización es:



La reacción anterior indica que las aguas netamente alcalinas contienen por lo menos 1.8 mg·L<sup>-1</sup> de alcalinidad por cada 1.0 mg·L<sup>-1</sup> de hierro disuelto. Las aguas que contienen un rango menor son netamente ácidas, la oxidación e hidrólisis del total de hierro disuelto resulta en la liberación de protones y disminuye el pH.

#### 5.3.1.7. Drenajes ácidos en mina (DAM).

Los drenajes ácidos de mina son un subproducto inevitable de la minería y la industria mineral el cual es generalmente caracterizado por altas concentraciones de metales pesados

disueltos, sulfatos y bajo pH tan bajo como 2 y es una fuente importante de contaminación de aguas en la industria minera de carbón y metal en todo el mundo según (Powell, 1988) (Gazea, 1996) (Steed, 2000) (Tsukamoto, 2004) (Somerset, 2005).



*Figura 13.* Drenaje ácido de mina, contaminación de efluentes en Chile. (www.chileminera.cl, 2014).

### **5.3.2. Drenaje de mina de carbón (DMC).**

El paso del agua a través de minas de carbón bituminoso resulta en una solución la cual es extremadamente acida en reacción debido a que esta tiene alto contenido de sulfatos ferrosos, algunos sulfatos de aluminios y en menor medida sulfatos de manganeso de acuerdo a estudios realizados por (Temple, 1953, pág. 255) en Universidad del Oeste de Virginia.

La naturaleza de un drenaje de mina de carbón DMC es muy compleja según lo describe (Stauffer, 1968, pág. 6), se tiene un buen entendimiento con respecto a sus características naturales y las reacciones químicas involucradas en su formación. Los estudios de (Braley, 1954) de muestreo y análisis de numerosas aguas de drenajes de minas concluyo que: a) la composición química del drenaje de una mina de carbón es característico de esa mina en particular, y b) su composición, en términos de la relación de sus diversos constituyentes químicos, permanece constante para todas las temporadas del año en particular, sin embargo hay una tendencia de aumento en las concentraciones cuando la temporada cambia a periodos de alto a bajo flujo.

Las características de un DMC han sido bien descritas por (Braley, 1954) (Resse, 1956) (Zawadski, 1967) (Riley C. V., 1965) cómo se muestran enseguida:

El pH de un DMC tiene rangos aproximados de 2.2 a 7.8, pero generalmente es de 3. Las principales formas de hierro presentes en una drenaje de mina de carbón son formas iónicas de  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$  y precipitados de  $\text{Fe}(\text{OH})_2$  y  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ . El hierro más soluble en drenajes de minas de carbón es esencialmente el estado ferroso  $\text{Fe}^{2+}$  cuando el drenaje sale de la mina. El contenido total de hierro es de alrededor de 2000 partes por millón (ppm) (Stauffer, 1968, pág. 7). Otros minerales constituyentes son el Aluminio y el Manganeseo son encontrados en un DMC, debido a la disolución de minerales del estrato en contacto con el agua de mina. Estos elementos son significantes en el agua de mina porque forman hidróxidos altamente insolubles en niveles de pH de la mayor parte del tratamiento de un DMC. El Calcio y el Magnesio también son encontrados en gran parte de agua subterránea debido a la disolución de la caliza ( $\text{CaCO}_3$ ), dolomita ( $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ) y magnesita ( $\text{MgCO}_3$ ).



*Figura 14.* Agua contaminada del Páramo de Pisba como producto de minería de carbón (Greenpeace, 2014).

### **5.3.3. Minerales generadores de acidez (MGA).**

Los MGA son minerales que al ser expuestos a agentes alterantes como el oxígeno o el agua forman compuestos derivados y generan iones de hidrogenión o radicales libres

positivos (iones de los minerales), lo que resulta en formación de acidez y DAM. Los MGA principales son los minerales de sulfuro como se puede ver en la (Tabla 8).

Tabla 8. *Minerales de Sulfuro Asociados Con la Producción de DAM.*

Mineral	Composición
Arsenopirita	$\text{FeS}_2 \cdot \text{FeAs}$
Esfalerita	$\text{ZnS}$
Marcasita	$\text{FeS}_2$
Galena	$\text{PbS}$
Millerita	$\text{NiS}$
Pirita	$\text{FeS}_2$
Pirrotina	$\text{Fe}_{11}\text{S}_{12}$
Estibina	$\text{SbS}$

Nota: Tomado de Environmental impact and remediation of acid mine drainage: A management problem (Gray, 1997, pág. 62).

La meteorización de los minerales generadores de acidez por exposición al oxígeno y el agua representa la mayor fuente de contaminación de aguas superficiales y subterráneas resultado de la actividad minera. La Pirita, es el mineral de sulfuro más común, es el principal responsable de las descargar acidas en minas subterráneas de carbón y metal, despojos superficiales de mina y áreas de deposición de residuos como describe (Hammack, 1988) en sus estudios.

El azufre en el carbón y en las rocas asociadas a minas de carbón puede presentarse como azufre orgánico, sulfato de azufre, y azufre pirítico. Parte del azufre en el carbón parece haber sido introducido al carbón antes que la turba se hubiera convertido en carbón, como se evidencia por el recubrimiento de pirita en superficies de fractura vertical, llamado taco, en las vetas. Gran parte de la pirita presente en rocas y acopios de minas de carbón se presenta como granos cristalinos muy pequeños mezclados en las areniscas y shales de acuerdo con (Skousen, y otros, 1998, pág. 8) y también se explica que el azufre orgánico esta combinado con los constituyentes orgánicos del carbón y orgánicamente ligado con el carbón. Esta forma de azufre solo se encuentra en cantidades apreciables en estratos de carbón y en otras rocas carbonosas. En general el azufre orgánico no es químicamente activo y tiene poco o ningún efecto en el potencial de producción de acidez. La degradación de la pirita se ve afectada por

variaciones en su morfología tanto como en su cristalinidad, tamaño y reactividad; las formas cristalinas en particular están menos sujetas a la meteorización y oxidación que las formas amorfas; la pirita es el mecanismo primario por el cual el ácido es liberado dentro de un drenaje de mina según (Banks, 1997) (Gray, 1997) (Akcil & Koldas, 2006) (Neculita, 2007) (Gaikwad & Gupta, 2007) (Abbassi, 2009).

La oxidación de estos sulfuros primarios da como resultado la liberación de hierro, sulfatos, acidez y otros metales en solución. Estos pueden reaccionar para formar minerales secundarios en condiciones suficientemente oxidantes, es decir, condiciones suficientemente húmedas y aireadas, y en presencia de un ambiente bacteriano adecuadamente oxidante. Describe los minerales como la pirita y carbonatos presentes en el carbón como los precursores para la formación de minerales secundario en carbones oxidados o meteorizados. Esto se muestra en las siguientes reacciones que describen la formación de Jarosita ( $\text{KFe}_3(\text{OH})_6(\text{SO}_4)_2$ ) Alunita ( $\text{KAl}_3(\text{OH})_6(\text{SO}_4)_2$ ) respectivamente según (Wagner, 2008) (Lerato, 2013, pág. 33).



Los minerales secundarios juegan un papel importante en la atenuación o amplificación contaminantes traza de un efluente de mina. Los hidróxidos ( $\text{OH}^-$ ), hidroxisulfatos ( $\text{HSO}_4^-$ ) y sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) precipitan en varios niveles de pH, estas precipitaciones pueden remover potencialmente contaminantes como: plomo (Pb), arsénico (As), zinc (Zn), cobre (Cu) y níquel (Ni) fuera de la solución. En tanto como la precipitaciones secundarias puedan remover contaminantes inorgánicos de la solución, la geoquímica del afluente puede resultar en la removilización de los contaminantes dependiendo del nivel de pH (acidificación) del efluente. La remoción de los contaminantes es reversible y el riesgo ambiental asociados a DAM pueden amplificarse por la disolución de estas concentraciones a largo plazo. La tabla

9, muestra los minerales secundarios más comunes asociados con la meteorización de depósitos de carbón y sus rangos de pH típicos de formación y los contaminantes asociados (Wilkin, 2007).

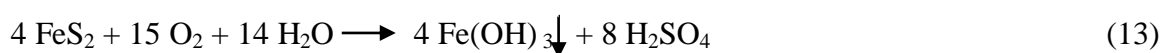
Tabla 9. *Minerales Secundarios Formados por DAM*

Fase Mineral	Formula	pH típico de formación	Contaminantes asociados
Gibbsita	$\text{Al}(\text{OH})_3$	>5-6	Sorción en orden general de $\text{Pb} > \text{Cu} > \text{Zn} > \text{Ni}$ con el aumento de pH
Hidroxisulfatos			
Jarosita	$\text{KFe}_3(\text{OH})_6(\text{SO}_4)_2$	2-5	Co-precipitación con As reemplazando el sulfato en la Jarosita
Alunita	$\text{KAl}_3(\text{OH})_6(\text{SO}_4)_2$	4-6	Precipitación de Al
Sulfatos			
Yeso	$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	> 3	Precipitación de cortezas
Melanterita	$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	< 2	Co-precipitación con Zn eliminación temporal de metales en una fase de alta solubilidad

Nota: Minerales secundarios formados por DAM y sus asociaciones a contaminantes (adaptado de (Wilkin, 2007)). Tomado de Characterizing the acid mine drainage potential of fine coal wastes (Lerato, 2013, pág. 34).

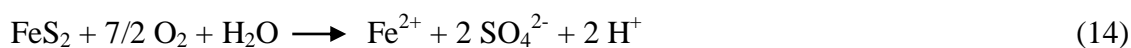
### 5.3.3.1. Reacciones químicas relacionadas con la generación de DAM.

Las reacciones químicas generales que explican la oxidación de la pirita y la producción de acidez son las siguientes; están son comúnmente aceptadas y representan la formación de DAM a partir de la oxidación de la pirita según (Gaikwad & Gupta, 2007, pág. 284) (Singer & Strumm, 1970).



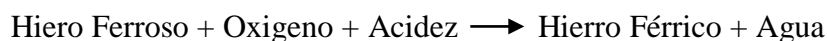
Pirita + Oxígeno + Agua      “Yellow Boy” + Ácido Sulfúrico

“La primera reacción (14) es la meteorización de la pirita. El sulfuro es oxidado a sulfato y se libera hierro ferroso Fe (II). Esta reacción genera dos moles de acidez por cada mol de pirita oxidada” (Gaikwad & Gupta, 2007).

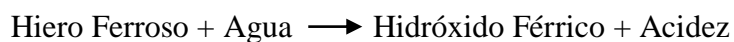
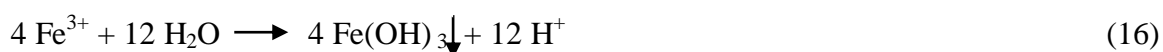




La segunda reacción (15) involucra la conversión del hierro ferroso en hierro férrico, la cual consume un mol de acidez. Ciertas bacterias incrementan la velocidad de oxidación de hierro ferroso a férrico. Esta velocidad de reacción es dependiente del pH con la reacción avanzando lentamente bajo condiciones ácidas (pH 2-3) sin presencia de bacterias y con gran cantidad de estas la magnitud de pH incrementa rápidamente a valores de 5. Esta reacción se conoce como “Paso determinante de velocidad” en la secuencia general de generación de ácido (Gaikwad & Gupta, 2007).



La tercera reacción (16) que puede ocurrir es la hidrólisis del hierro férrico para producir hidróxido de hierro sólido y liberar acidez adicional. Este paso es dependiente del pH. Con un pH menor a 3.5, el mineral sólido no se forma y el hierro férrico permanece en solución y con un pH mayor a 3.5 precipita en forma de  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  la cual es conocida como “yellow boy” (Girard & Kaplan, 1967) (Nicholson, 1994) (Jambor & Blowes, 1998).



La cuarta reacción (17) es la oxidación adicional de la pirita por el hierro férrico. El hierro férrico es generado en el paso 1 y 2. Esta es la parte cíclica y auto propagada de la reacción general y toma lugar muy rápidamente y continúa hasta que el hierro férrico o la pirita se agoten como se muestra en la Figura 13. En esta reacción el hierro es el agente oxidante y no el oxígeno según (Gaikwad & Gupta, 2007).



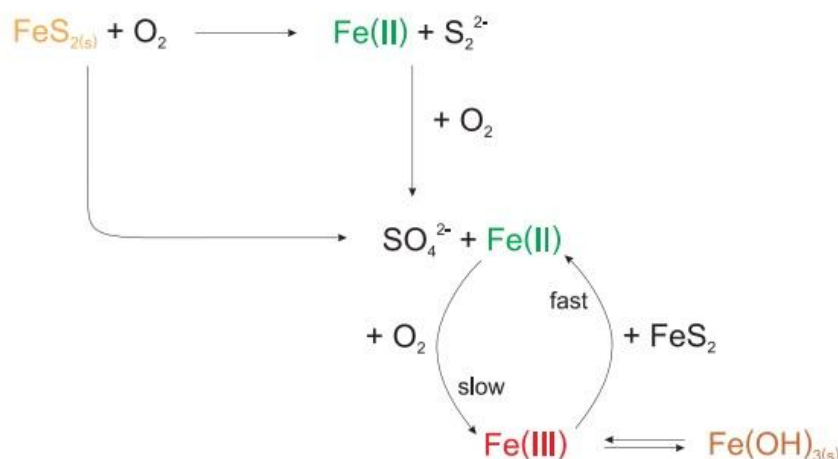
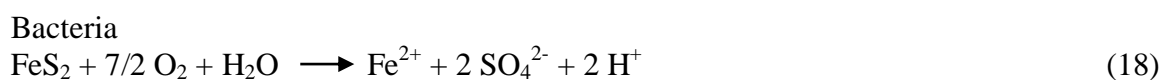


Figura 15. Representación esquemática de las reacciones durante la oxidación abiótica de la pirita o marcasita (Wolkerdorfer, 2006, pág. 11).

### 5.3.3.2. Reacciones bioquímicas relacionadas con la generación de DAM.

La interacción de bacterias con los minerales de sulfuro es un factor significativo en la formación de DAM. La *Thiobacillus ferrooxidans* y *thiobacillus thiooxidans* comúnmente presentes en los minerales de sulfuro presentes en depósitos minerales, residuos de mina y minas abandonadas, juegan un papel importante en la producción de acidez junto con su capacidad de oxidar rápidamente las formas reducidas del hierro y de sulfuros lo cual puede resultar en la generación de ácido sulfúrico (Bruynesteyn & Hackl, 1982) (Nyavor, 1996) (Nataranjan, 2008).

De acuerdo con (Phillip, 1998) (Zeballos, 2001), el proceso de bio-oxidación de minerales de sulfuro es explicado por dos mecanismos; el mecanismo directo e indirecto. El mecanismo directo ocurre cuando hay un contacto directo entre la bacteria y el mineral de sulfuro como se muestra en la siguiente reacción:

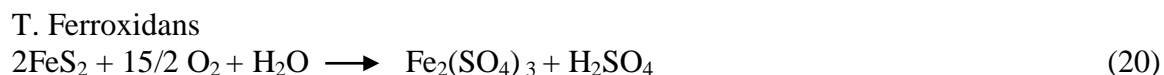


El mecanismo indirecto toma lugar por la acción de hierro férrico producido por la oxidación bacteriana:





La reacción general puede ser escrita de la siguiente forma:



Para determinar cuál de estos dos mecanismos juega un papel dominante en la formación de DAM (Nyavor, 1996) citado en (Sangita, Udayabhanu, & Prasad, 2010, pág. 955) realizo estudios, estos mostraron que el mecanismo directo de oxidación de la pirita es insignificante y que la vía que predomina involucra la oxidación bacteriana indirecta del  $\text{Fe}^{2+}$  disponible a  $\text{Fe}^{3+}$ , que a su vez oxida  $\text{FeS}_2$  para generar  $\text{Fe}^{2+}$  y acidez en un proceso cíclico. La *thiobacillus ferrooxidans* incrementa la acidificación inicial en niveles de pH mayores a 4.5; por debajo de este nivel permite que la acidificación continúe oxidando el  $\text{Fe}^{2+}$ . En niveles de pH menores a 2.5, la actividad del  $\text{Fe}^{3+}$  es significativa y da como resultado un ciclo en estado estable entre la oxidación de la pirita de  $\text{Fe}^{3+}$  y la oxidación bacteriana de  $\text{Fe}^{2+}$  (Kleinmann, 1981, págs. 300-305).

#### 5.4 Impacto Ambiental de los Drenajes Ácidos en Mina

Uno de los impactos ambientales más comunes en minería y con valoración significativa es la generación de aguas ácidas, debido al inadecuado manejo de esta causa cambios fisicoquímicos en la calidad de las fuentes hídricas superficiales y subterráneas. Los DAM son contaminantes únicos ya que la generación de ácido y descarga continua ocurre aun después que la minería es cesada. Como resultado de esta acidez el agua no es apta para el uso de animales, plantas, humanos y vida acuática (Riley & Rinier, 1972) debido a la acidez y a las elevadas concentraciones de metales; el hierro, aluminio y el manganeso son los principales metales depositados como resultado de la actividad minera. Los efectos del hierro son usualmente visibles en los efluentes por su color naranja recubriendo el fondo. El hierro presente en el hidróxido férrico (yellow boy) asfixia las plantas acuáticas y la vida animal e

interrumpe la cadena alimenticia. Cuando se presenta aluminio este puede verse como un compuesto blanco llamado Gibbsita el cual es toxico para los organismos acuáticos y los humanos. Este limita o frena el desarrollo de las raíces de algunas plantas, por consiguiente la planta no puede absorber agua ni nutriente retrasando su crecimiento y muestra síntomas de deficiencia de nutrientes. El magnesio puede interferir con el proceso de crecimiento normal en la parte aérea de la planta, atrofiando la planta, descolorándola y causándole bajo rendimiento. Estos drenajes a través de la carga de ácido y metales pueden hacer inutilizable un efluente para usos que incluyen el uso humano, agrícola, industrial y recreacional. Degrada y destruye hábitats haciéndolos estéticamente desagradables debido a esto se genera una depreciación económico de las áreas aledañas. Los DAM impactan más frecuentemente la calidad del agua subterránea que la superficial, si las minas productoras de ácido están localizadas en una formación permeable, el agua con bajo pH se percola dentro de los acuíferos y se extiende sobre una amplia área a través del movimiento del agua subterránea que es en última instancia consumida en diferentes maneras por los humanos por medio de pozos y pozos (Lottermoser, 2003, pág. 122). Los DAM afectan los sistemas loticos y lenticos de numerosas e interactivas maneras. Da lugar a múltiples presiones, tanto directas como indirectas, en los organismos que componen la estructura de la comunidad del ecosistema. Estos efectos pueden catalogarse como químicos, físicos, biológicos y ecológicos, aunque el impacto general en la estructura de la comunidad es la eliminación de especies, se simplifica la cadena alimenticia y reduce significativamente la estabilidad ecológica como se muestra en la Figura 16 (Gray, 1997, pág. 63).

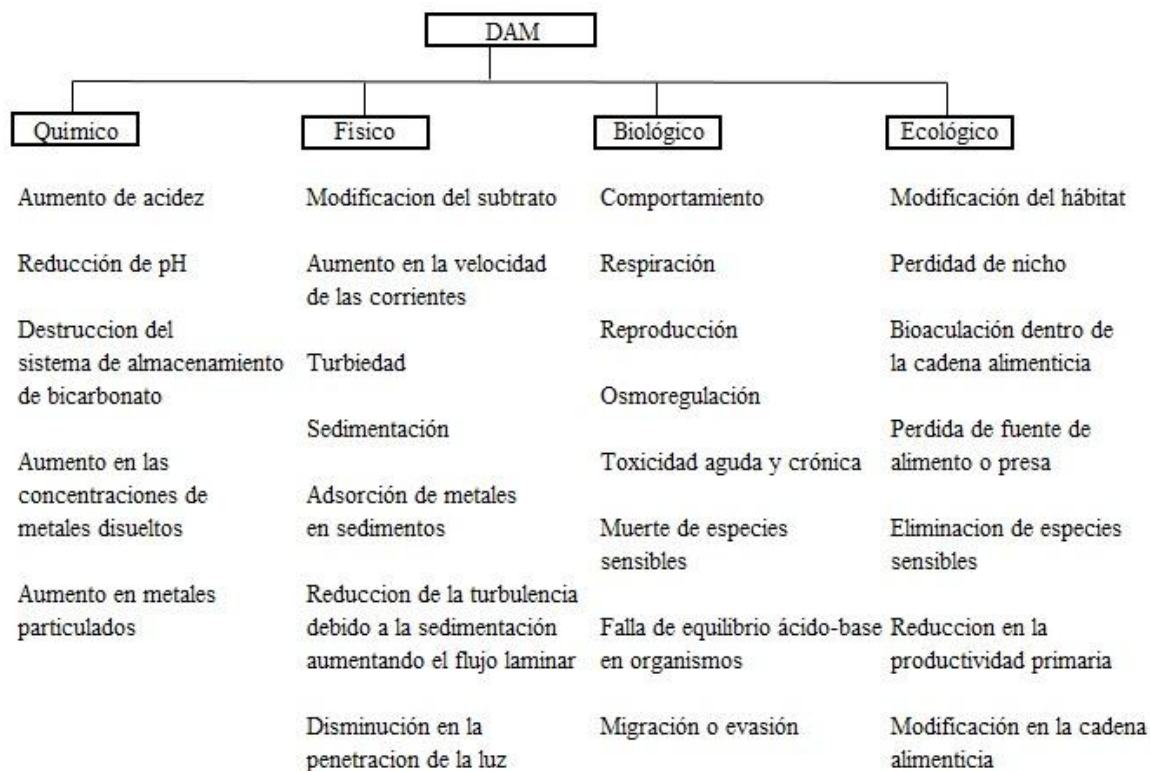


Figura 16. Principales efectos de los DAM en los sistemas lóticos (Gray, 1997).

La estabilidad ecológica aumenta la complejidad de la cadena alimenticia, y esta complejidad en la cadena a las comunidades lóticas en particular hacer frente a los contaminantes por medio de materia orgánica, deposición y degradación de sólidos, temperatura entre otras, y recuperarse una vez que la entrada de contaminantes ha cesado o ha sido biológicamente degradada o removida por procesos fisicoquímicos. Los efectos de los DAM son tan variados que la estructura de la comunidad colapsa rápida y totalmente. La recuperación de esta es suprimida debido a la eliminación del hábitat, la reducción del nicho, las modificaciones en el sustrato, la naturaleza tóxica de los sedimentos y la bioacumulación de metales en la flora (en particular el perifitón) y fauna (Gray, 1997).

En el caso de las escombreras, las aguas ácidas se forman en la franja más superficial de las mismas, estas en pocos años quedan lixiviadas por completo. Cuando la escombrera es suficientemente permeable, las aguas ácidas se infiltran y surgen en su pie, como manantiales ácidos. Debido a las alteraciones en su calidad fisicoquímica, impiden el desarrollo de una

cobertura vegetal sobre la misma escombrera, y en la mayoría de los casos son capaces de destruir una cobertura bien establecida por trabajos de restitución anteriores. Debido a esto en poco tiempo las escombreras quedan expuestas por completo a la erosión. Formando así profundas cárcavas en las que progresa la oxidación (Schubert, Olsen, & Zellmer, 1978).

#### 5.4.1. Sistemas para el tratamiento de drenajes ácidos de mina.

Los sistemas de tratamiento son procesos que se basan en la eliminación y el aislamiento de metales y aniones metálicos presentes en las aguas. Estos pueden incluir técnicas de precipitación que suelen ser bastante efectivas para conseguir la calidad deseada de los efluentes. Sin embargo, cuanto los metales pesados disueltos en soluciones están en forma de complejos orgánicos, es más complicado retirarlos mediante precipitaciones directas. Cuando esto sucede el complejo debe descomponerse antes de la implementación de agentes precipitantes según describe (Osvaldo, 2006, pág. 97).

Existen dos clases de metodologías usadas para tratar drenajes ácidos de mina: tratamiento pasivo, que involucra las reacciones químicas y biológicas que se producen de forma natural en un reactor químico microbiológico controlado sin la asistencia mecánica accionada (gran parte del tiempo); y el tratamiento activo. Este se caracteriza por la adición mecánica de productos químicos alcalinos al efluente, se usa para aumentar el pH y precipitar metales de acuerdo con (Gaikwad & Gupta, 2007, pág. 287).

Tabla 10. *Tecnologías Disponibles Para el Tratamiento de DAM*

S. No.	Tratamiento Pasivo	Tratamiento Activo
1	Humedal Aeróbico	Precipitación
2	Compost/Humedal Anaeróbico	Oxidación
3	Canales Abiertos de Caliza	Dosificación de Álcali
4	Pozos de Desviación	Sedimentación
5	Drenajes Anóxicos de Caliza	Osmosis Inversa
6	Sistemas Sucesivos de Producción de Alcalinidad	Sulfuración
7	Reactores de Flujo Vertical	Intercambio Iónico
8	Proceso de Pirolusita	

Nota: Principales tecnologías de tratamiento pasivo y activo para DAM. Tomado de (Gaikwad & Gupta, 2007, pág. 287)

### **5.4.2. Tratamiento pasivo de DAM.**

Desde la década de los setenta, se han venido estudiando muchas variaciones de sistemas de tratamiento de DAM. En los últimos 15 años, los sistemas de tratamiento pasivo (STP) han sido implementados a escala real en muchos sitios de Estados Unidos con resultados prometedores. El concepto detrás del tratamiento pasivo es permitir que ocurran reacciones químicas y biológicas de forma natural que ayuden a que el tratamiento de los DAM ocurra en ambientes controlados del sistema de tratamiento. El tratamiento pasivo tiene ventajas sobre los sistemas de tratamiento activo (STA) convencionales. El uso de procesos de tratamiento de adición de químicos y consumo de energía prácticamente se elimina con los STP. También la operación y los requerimientos de mantenimiento de los sistemas pasivos son considerablemente menores a los de STA. El diseño de un STP requiere un buen entendimiento químico del agua de mina, técnicas de tratamiento disponibles y experiencia. El muestreo analítico de DAM es extremadamente importante en la selección de tecnologías de tratamiento apropiadas de acuerdo con (Gaikwad & Gupta, 2007, pág. 288).

El diseño de un STP depende en gran medida si el agua de la mina es ácida o alcalina. Se puede clasificar el agua comparando las concentraciones de acidez o alcalinidad.

Agua Netamente Alcalina:       $\text{Alcalinidad} > \text{Acidez}$

Agua Netamente Ácida:       $\text{Acidez} > \text{Alcalinidad}$

#### **5.4.2.1. Tratamiento pasivo de agua netamente alcalina.**

El agua netamente alcalina contiene suficiente alcalinidad para amortiguar el ácido producido por las reacciones de hidrólisis del metal. Los contaminantes metálicos (Fe y Mn) precipitan con suficiente tiempo. La generación de alcalinidad adicional es innecesaria por lo tanto la incorporación de caliza o algún sustrato orgánico en el STP es también innecesaria. El objetivo del sistema de tratamiento también es airear el agua para promover los procesos

de oxidación de metal. En los sistemas de tratamiento donde el agua es netamente alcalina, la remoción de Fe es limitada por las concentraciones de oxígeno disuelto. Los estándares indican que los sistemas de aireación de cascada o escalones, deben estar seguidos a áreas de reposo. La aireación solo provee suficiente oxígeno disuelto para oxidar acerca de 50 mg/L de  $\text{Fe}^{2+}$ . Por lo tanto los drenajes de mina con elevadas concentraciones de  $\text{Fe}^{2+}$  requerirán una serie de estructuras de aireación y humedales. Las celdas de humedales dan el tiempo necesario para que la oxidación y la hidrólisis del Fe ocurra y proporciona el espacio en el cual el floculo de Fe pueda asentarse fuera de suspensión.

#### ***5.4.2.2. Tratamiento pasivo para aguas netamente ácidas.***

El tratamiento de aguas netamente ácidas requiere la generación de suficiente alcalinidad para neutralizar el exceso de acidez. Hay dos métodos pasivos para generar alcalinidad: la construcción de humedales de compost o el pretratamiento de drenajes ácidos a través de uso de un drenaje anóxico de caliza DAC. En algunos casos, la combinación de un DAC y un humedal de compost puede ser necesario para tratar agua de mina.

El DAC produce alcalinidad a un menor costo que el humedal de compost. Sin embargo, no toda el agua es apta para el pretratamiento con DAC. Los factores primarios que limitan el uso de DACs son la presencia de hierro férrico ( $\text{Fe}^{3+}$ ), aluminio (Al) y oxígeno disuelto (OD). Cuando el agua ácida que contiene  $\text{Fe}^{3+}$  o Al hace contacto con la caliza, se formaran partículas de hidróxidos metálicos ( $\text{FeOOH}$ ) o  $\text{Al}(\text{OH})_3$ . La ausencia de oxígeno es necesaria. Los hidróxidos férricos pueden recubrir la caliza, limitando su disolución. A corto plazo la implementación de DACs que reciba agua que contenga elevadas concentraciones de  $\text{Fe}^{3+}$ , Al o OD puede ser espectacular (debido a la remoción total de los metales dentro del DAC) (Nairn, Hedin, & Watzlaf, 1991), a largo plazo la implementación de estos DACs puede ser cuestionable. Las aguas de mina con concentraciones muy bajas de OD,  $\text{Fe}^{3+}$  y Al (todas < 1mg/L) son ideales para este pretratamiento. Si las concentraciones de estos parámetros

hacienden el fallo prematuro del DAC también se incrementa. Según los estudios de los autores anteriormente mencionados, se confirma que los DACs construidos para tratar aguas de mina con concentraciones de estos parámetros iguales a 20 mg/L resultados atascados después de 6-8 meses de operación.

Para la elección de un sistema de tratamiento a implementar se usa el criterio de selección, que indica que la química y la descarga del flujo de DAM son factores críticos para la selección del sistema. Generalmente, las aguas netamente alcalinas necesitan un humedal aeróbico. Si el agua es netamente ácida pero tiene bajos niveles de oxígeno disuelto, hierro férrico, y aluminio, un drenaje anóxico de caliza debería ser seleccionado como se muestra en la (figura 17). Las altas concentraciones de oxígeno disuelto, hierro férrico, y aluminio es más adecuado el uso de humedales anaeróbicos, sistemas sucesivos de producción de alcalinidad (SSPA), o canales de caliza. Los humedales anaeróbicos don normalmente seis veces más largos (y más costosos) que los sistemas aeróbicos.

		1	Dissolved Oxygen (mg/L)	5		
Net Acid, mg/L	O	Anoxic Limestone Drains	Anaerobic Wetland or SAPS		Open Limestone Channels	50 (GPM)
		Anoxic Limestone Drains	Aerobic Wetland		Settling Ponds	
Net Alkaline, mg/L		1	$Fe^{+3}$ , $Al^{+3}$		50	

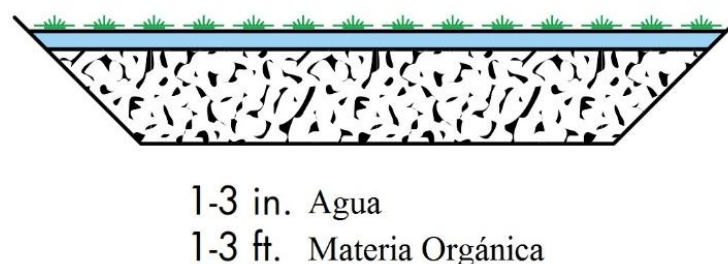
Figura 17. Tabla de selección de sistemas de tratamiento pasivos para DAM, según el tipo del nivel de acidez, contenido de hierro férrico, aluminio, oxígeno disuelto y descarga del flujo. Tomado de Passive treatment systems for acid mine drainage (Ford, 2003, pág. 8).

### 5.4.3. Tecnologías de tratamiento pasivo de DAM.

#### 5.4.3.1. Humedales aeróbicos.

Un humedal aeróbico consiste de un estanque de gran superficie con flujo de superficie horizontal. El estanque puede ser plantado con espadañas y otras especies que habitan los humedales. Los humedales aeróbicos solo pueden tratar eficazmente agua que es netamente alcalina. En los sistemas aeróbicos de humedales, los metales se precipitan para formar óxidos e hidróxidos. Este proceso es más eficaz cuando el pH del afluente es mayor a 5.5. La aeración previa al humedal, a través de rápidos y cascadas, incrementa la eficiencia del proceso de oxidación y por ende del proceso de precipitación. Las concentraciones de hierro son eficientemente reducidas en este sistema pero el pH es reducido aún más por las reacciones de oxidación según los describe (Gaikwad & Gupta, 2007). En la (Figura 18) se muestra un típico humedal aeróbico.

#### Humedales Aeróbicos



*Figura 18.* Sección transversal de humedal aeróbico, medidas de relleno de material y agua del humedal, este puede contener plantas típicas de humedales y es efectivo para aguas con pH > a 5.5. Tomado de Passive treatment systems for acid mine drainage (Ford, 2003, pág. 5).

#### 5.4.3.2. Humedales anaeróbicos/compost.

El humedal anaeróbico o no oxigenado es muy similar al humedal aeróbico. La mayor diferencia es que el flujo de agua de mina pasa a través de una capa de compost espesa y sin oxígeno, usualmente se usa compost de hongos con 10 porciento de carbonato de calcio, para romper los sulfatos y remover el oxígeno. Otros materiales de compost incluyen turba,



astillas de madera, serrín o heno. La reducción del hierro por parte de bacterias es activada a niveles bajos de pH y estas pueden sobrevivir en ambientes con poco oxígeno. En proceso de separación de sulfatos inicia con el consumo de oxígeno, esto provoca aguas de baja oxigenación. Cuando el oxígeno es removido del sulfato, el sulfato es libre para reaccionar con los metales (como el Fe, Mn y Al) y precipita como sulfatos metálicos. La vegetación emergente en los humedales ayuda a estabilizar el sustrato y provee materia orgánica. El pH y la acidez/alcalinidad neta del agua son particularmente importantes porque el pH influye tanto la solubilidad de los precipitados de hidróxido de metal como la cinética de la oxidación e hidrólisis del metal. La hidrólisis del metal produce  $H^+$ , pero la alcalinidad en el agua amortigua el pH y permite que la precipitación de metales continúe. Su limitante principal es que requiere un largo tiempo de residencia de acuerdo con (Gaikwad & Gupta, 2007, pág. 289) y (Skousen, y otros, 1998, pág. 114).

### Humedal Anaeróbico



1-3 in. Agua  
1-2 ft. Materia Orgánica  
.5-1 ft. Caliza

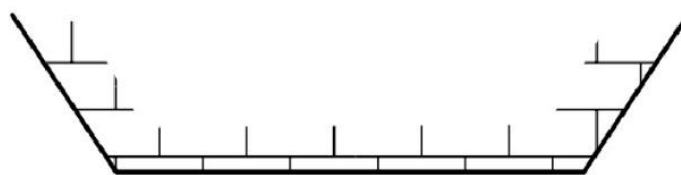
*Figura 19.* Sección transversal de un humedal anaeróbico. Los humedales anaeróbicos tienen ciertos limitantes, como el flujo y la química de este determinan el tiempo de residencia (si el flujo es mayor, el tiempo de residencia también), si el pH es menor a 3, y no es posible incrementar el tiempo de residencia, se debe adicionar alcalinidad para aumentar el pH, la capa orgánica debe ser reemplazada cuando los microbios se descompongan y consuman todo el material. (Skousen, y otros, 1998). Tomado de *Passive treatment systems for acid mine drainage* (Ford, 2003, pág. 5).

#### **5.4.3.3. Canales abiertos de caliza.**

Los canales abiertos de caliza (CAC) introducen alcalinidad al agua ácida por medio de canales abiertos o diques con caliza. El agua ácida es introducida a el canal y el DAM es tratada por la disolución de la caliza. Suposiciones anteriores han sostenido que la caliza

recubierta o blindada (caliza cubierta por hidróxidos de Fe y Al) deja de disolverse, pero experimentos muestran que la caliza recubierta continúa disolviendo aproximadamente un 20% de la tasa de la caliza no recubierta de acuerdo con (Pearson & McDonnell, 1975)(Ziemkiewicz, Skousen, & Lovett, 1994) (Skousen, y otros, 1998, pág. 120) (Gaikwad & Gupta, 2007, pág. 289). También (Ziemkiewicz, 1997) demostró que la tasa de la caliza recubierta puede ser mayor que la anteriormente mencionada, pero la continuidad de la disolución depende del pH, el grosor del recubrimiento, y otras variables. La longitud del canal y el gradiente del canal, afecta la turbulencia y la acumulación del revestimiento, son factores de diseño que pueden variarse para un rendimiento óptimo. Se logra un rendimiento óptimo en pendientes superiores al 20%, donde las velocidades de flujo mantienen los precipitados en suspensión y limpian los precipitados de las superficies de caliza. En situaciones apropiadas, los CACs siendo implementados en tratamientos de largo plazo. Utilizar los CACs con otros sistemas pasivos puede maximizar el tratamiento y la remoción de metales. Entre las preguntas que aún deben investigarse está el comportamiento de los CACs en aguas de diferente pH y altas concentraciones de metales pesados (como metales de drenaje de minas), posible interacción de la pendiente con la química del agua, y la posible importancia de la pureza de la caliza.

## Canal Abierto de Caliza



*Figura 20.* Canal abierto de caliza. Se usa caliza de tamaño pequeño o grande colocada a los lados y en el fondo de alcantarillas, diques, desvíos, o canales de transmisión. Tomado de Tomado de Passive treatment systems for acid mine drainage (Ford, 2003, pág. 5).

#### 5.4.3.4. Drenajes anóxicos de caliza.

Los drenajes anóxicos de caliza (DAC) son células enterradas o trincheras de caliza en las que se introduce anóxica. La caliza se disuelve en el agua ácida y adhiere alcalinidad. Bajo condiciones anóxicas, la caliza no se recubre ni se acoraza con hidróxidos de Fe porque el  $\text{Fe}^{2+}$  no precipita como  $\text{Fe}(\text{OH})_2$  a niveles de  $\text{pH} < 8$ . El pH del efluente de DACs es normalmente de 6 y 7.5. La única función de un DAC es convertir el agua netamente ácida de mina en agua netamente alcalina mediante la adición de alcalinidad del bicarbonato.

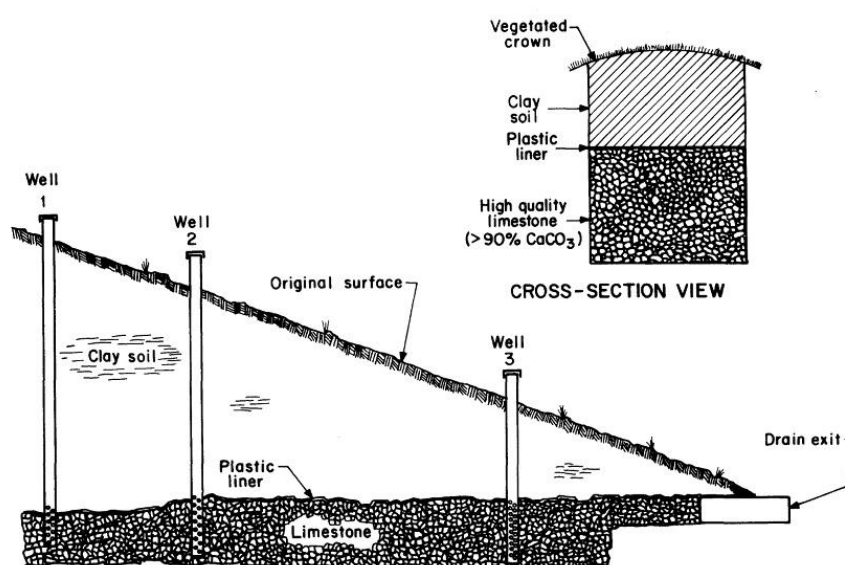


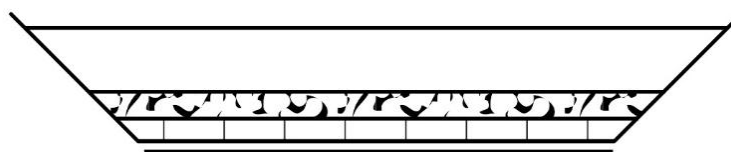
Figura 21. Sección longitudinal y transversal del DAC de Morrison. El propósito de los pozos es muestrear y no tienen importancia para el funcionamiento del drenaje. Las dimensiones de un DAC pueden variar considerablemente, el drenaje de la imagen construido en Octubre de 1990 tiene 1 m de ancho, 46 m de largo y contiene acerca de 1 metro de caliza. Esta fue cubierta con dos capas de plástico de 5 mm el cual a su vez fue cubierto de 0.3 a 3 m de la arcilla in situ que se encontraba originalmente en la superficie topográfica. Tomado de (Hedin, 1994, pág. 29).

#### 5.4.3.5. Sistemas sucesivos de producción de alcalinidad (SSPA).

Los SSPA han sido descritos por (Kepler & McCleary, 1994) y están siendo construidos extensivamente para el tratamiento de DAM de minería de carbón. Un SSPA es la combinación de un DAC con un humedal anaeróbico. El flujo de un DAM pasa a través de una piscina de agua, un sustrato orgánico, y una cama de caliza antes ser descargado por el fondo. El sustrato orgánico y la profundidad del agua crean las condiciones anaeróbicas necesarias para reducir la probabilidad de precipitación de metales y la obstrucción de la

caliza. Los SSPAs deben vaciarse en humedales aeróbicos y/o estanques de sedimentación para remover los metales. El tratamiento máximo es de 300 ppm de acidez, debido a esto los SSPAs son implementados en sucesión. Este tratamiento es adecuado para DAM con altas concentraciones de oxígeno disuelto y metales. Si los sulfatos son mayores a 2,000 ppm, la precipitación de yeso puede ser una preocupación. Dado que los SSPAs son diseñados para flujos verticales, la altura adecuada puede significar un problema de diseño.

### Sistema Sucesivo de Producción de Alcalinidad (SSPA)



3-6 ft. Agua

6-12 in. Materia Orgánica

1-2 ft. Sistema de drenaje de caliza

*Figura 22.* Sistema sucesivo de producción de alcalinidad. EL SSPA de Howe Bridge a tratado agua por 11 años antes de ser reemplazado, a los 11 años aún seguía pasando el 50% del afluente de agua, a través de las capas de compost y caliza. Tomado de (Hedin, 1994, pág. 29).

#### **5.4.3.6. Reactores de flujo vertical (RFV).**

Los reactores de flujo vertical (RFV) fueron concebidos como una forma de superar las limitaciones de la producción de alcalinidad de los DACs y los requerimientos de extensas áreas de los humedales de compost. Los RFV consisten de una celda de tratamiento con un drenaje inferior de caliza de base a tope, con una capa de sustrato orgánico y agua estancada. El flujo vertical del agua pasa a través del compost y la caliza y es recolectada y descargada por medio de un sistema de tuberías. El RFV aumenta la alcalinidad por medio de la disolución de caliza y la reducción de sulfatos de las bacterias. El agua con altos niveles de acidez puede ser tratada dejando pasar el DAM a través de series de RFVs. El tamaño de los

RFVs está basado en el tiempo de retención requerido para producir la alcalinidad necesaria (Gaikwad & Gupta, 2007, pág. 292).

#### ***5.4.3.7. Procesos de pirolusita.***

Este es un proceso patentado que utiliza microbios cultivados en laboratorios específicos para la remoción de hierro, manganeso y aluminio de los DAM. El proceso de tratamiento consiste en un lecho bajo de caliza agregada inundada con DAM. Luego las pruebas de laboratorio determinan la combinación apropiada, los microorganismos son introducidos al lecho de caliza por puertos de inoculación ubicados en el lecho. Los microorganismos crecen en la superficie de las rocas de caliza y oxidan los contaminantes metálicos mientras desimpregna la caliza de estos, lo cual aumenta la alcalinidad e incrementa el nivel del pH del agua. Este proceso ha sido usado en vario sitios de Western Pennsylvania con resultados prometedores.

#### ***5.4.3.8. Pozos de desviación.***

Un pozo de desviación es simple artefacto inicialmente desarrollado para tratamiento de corrientes ácidas causadas por lluvia ácida en Noruega y en Suecia. Es una forma simple de adicionar alcalinidad a aguas contaminadas. El agua ácida es conducida por tuberías al fondo del pozo el cual contiene caliza triturada agregada. La fuerza hidráulica del flujo de la tubería causa que la caliza se mezcle de forma turbulenta y se desgaste en partículas finas y previene el recubrimiento de la misma. El flujo de agua asciende y reboza el pozo donde esta es desviada de vuelta a la corriente. El pozo de desviación requiere recuento relleno con caliza limpia para asegurar la continuidad del tratamiento de acuerdo con (Arnold, 1991) y (Gaikwad & Gupta, 2007).

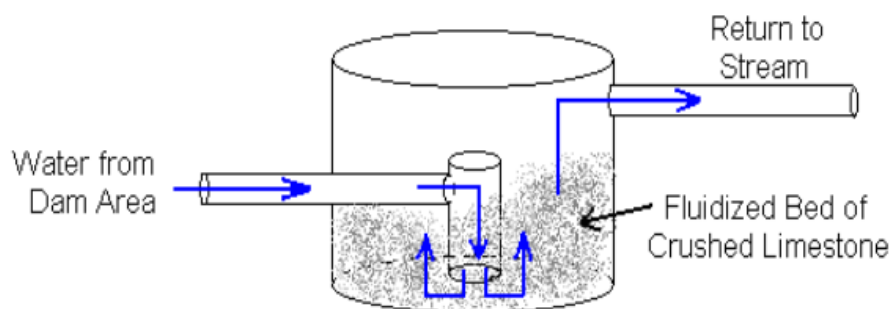


Figura 23. Vista esquemática de un pozo de desviación. Tomado de (Gaikwad & Gupta, 2007, pág. 292).

#### **5.4.4. Sistemas de tratamiento de aguas ácidas activo.**

Las tecnologías de tratamiento activo implican el tratamiento de aguas ácidas con químicos alcalinos para incrementar el pH del agua, neutralizar la acidez y precipitar metales. Los tratamientos activos efectivos son costosos cuando por el costo de los equipos, químicos y la mano de obra según (Skousen & Politan, 1990). Los siguientes 6 tecnologías de tratamientos activos han sido descritos por (Gaikwad & Gupta, 2007) como se muestra a continuación.

##### **5.4.4.1. Precipitación química.**

La remoción de metales puede facilitarse por medio de neutralización usando un hidróxido precipitado como el tratamiento de soda cáustica. Además, la neutralización química es consumada con hidróxido de calcio (cal apagada) o carbonato de calcio agregado directamente en el agua. Esta puede implementarse de dos formas aireación en línea, se incorpora al proceso de tratamiento químico dentro de un sistema cerrado funcional donde las reacciones del tratamiento pueden ser monitoreadas de cerca. La segunda forma es el electro-precipitación, este proceso conlleva resultados similares por la precipitación de hidróxidos de metal o absorción de iones metálicos.

#### 5.4.4.2. Oxidación.

Esta es usada para reducir metales ( $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ) a óxidos metálicos ( $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Mn}^{4+}$ ). El mecanismo de funcionamiento es la transferencia de oxígeno al agua generando las siguientes reacciones:



La cinética es lenta a bajos niveles de pH, y rápida a un pH neutro, otras técnicas de oxidación son cascadas de aireación, aireación linear Venturi.

#### 5.4.4.3. Dosificación de álcali.

Esta es usada para aumentar el pH de aguas ácidas y contrarrestar la acidificación por hidrólisis de metales.



EL mecanismo de funcionamiento es la adición de alcalinidad de la cal, hidróxidos la reacción generada es  $2 \text{H}^+ + \text{Ca}(\text{OH})_2(\text{s}) = \text{Ca}^{2+} + 2 \text{OH}^-$ , la cinética de esta es muy rápida.

#### 5.4.4.4. Sedimentación.

Este método remueve sólidos de hidróxidos de metal en suspensión. El mecanismo de remoción es la gravedad y el tiempo promueve la sedimentación de partículas en estanques o clarificadores. En estos se da el tiempo suficiente para permitir la sedimentación. En la sedimentación las partículas grandes sedimentan más rápido que las partículas pequeñas. La sedimentación se acelera en agua caliente.

#### 5.4.4.5. Osmosis inversa.

La tecnología de membranas de separación ha sido usada para remover iones de metales de un rango de soluciones por medio de micro filtración, nano filtración y osmosis inversa.

La difusión en osmosis inversa es el movimiento de moléculas de regiones de altas concentraciones a regiones de bajas concentraciones. La osmosis es un caso especial de difusión en el cual las moléculas son agua y los gradientes de concentración se generan en membranas semipermeables. Las membranas semi permeables permiten el paso de agua, pero no de iones ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$ ) o moléculas más grandes (glucosa, urea, bacterias). La difusión y la osmosis son termodinámicamente favorables y continúan hasta alcanzar un equilibrio. La osmosis puede ser lenta, o estancarse, o invertirse si la presión aplicada a la membrana es suficiente desde el lado de alta concentración de la membrana. La osmosis inversa ocurre cuando el agua es movilizada y cruza la membrana.

#### **5.4.4.6. Intercambio iónico.**

El intercambio iónico es una reacción química donde un ion de una solución es intercambiado por otro ion de carga similar adjunto a una partícula sólida inmóvil. Las reacciones de intercambio iónico son estequiométricas (predecibles basadas en relaciones químicas) y reversibles. Las resinas son normalmente contenidos en buques denominados columnas. Las soluciones pasan a través de las columnas y el intercambio ocurre. Subsecuentemente, cuando la capacidad de la resina es alcanzada, los iones de interés, los cuales son adjuntos a la resina, son removidos durante el paso de regeneración donde una solución fuerte contiene los iones originales adjuntos a la resina.

### **5.5. Marco Legal Ambiental**

Según la Resolución 631 de Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS, 2015, pág. 13) en su Artículo 10. “Parámetros fisicoquímicos a monitorear y sus valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales de aguas residuales no domésticas (ARND) a cuerpos de aguas superficiales de actividades de minería” Los parámetros fisicoquímicos que se deben monitorear y sus valores límites máximos permisibles en los



vertimientos puntuales de Aguas Residuales No Domésticas (ARND) a cuerpos de aguas superficiales de las actividades de minería, son los siguientes:

Tabla 11. *Parámetros Fisicoquímicos y Valores Límites Máximos Permisibles en Vertimientos Puntuales de Aguas Residuales No Domésticas (ARND) a Cuerpos de Aguas Superficiales de Actividades de Minería.*

PARÁMETRO	UNIDADES	EXTRACCIÓN DE CARBÓN DE PIEDRA Y LIGNITO	EXTRACCIÓN DE MINERALES DE HIERRO	EXTRACCIÓN DE ORO Y OTROS METALES PRECIOSOS
<b>Generales</b>				
pH	Unidades de pH	6,00 a 9,00	6,00 a 9,00	6,00 a 9,00
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L O <sub>2</sub>	150,00	150,00	150,00
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO <sub>5</sub> )	mg/L O <sub>2</sub>	50,00	50,00	50,00
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	mg/L	50,00	50,00	50,00
Sólidos Sedimentables (SSED)	mL/L	2,00	2,00	2,00
Grasas y Aceites	mg/L	10,00	10,00	10,00
Fenoles	mg/L	0,20	0,20	0,20
Sustancias Activas al Azul de Metileno (SAAM)	mg/L	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte
<b>Hidrocarburos</b>				
Hidrocarburos Totales (HTP)	mg/L	10,00	10,00	10,00
Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP)	Análisis y Reporte			
BTEX (Benceno, Tolueno, Etilbenceno y Xileno)	Análisis y Reporte			
Compuestos Orgánicos Halogenados Adsorbibles (AOX)	Análisis y Reporte			
<b>Compuestos de Fósforo</b>				
Ortofosfatos (P-PO <sub>4</sub> -)	mg/L	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte
Fósforo Total (P)	mg/L	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte
<b>Compuestos de Nitrógeno</b>				
Nitratos (N-NO <sub>3</sub> -)	mg/L	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte
Nitritos (N-NO <sub>2</sub> -)	mg/L	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte
Nitrógeno Amoniacal (N-NH <sub>3</sub> )	mg/L	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte
Nitrógeno Total (N)	mg/L	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte

(Continúa)

Continuación de Tabla 11.

PARÁMETRO	UNIDADES	EXTRACCIÓN DE CARBÓN DE PIEDRA Y LIGNITO	EXTRACCIÓN DE MINERALES DE HIERRO	EXTRACCIÓN DE ORO Y OTROS METALES PRECIOSOS
<b>Iones</b>				
Cianuro Total (CN <sup>-</sup> )	mg/L	1,00	1,00	1,00
Cloruros (Cl <sup>-</sup> )	mg/L	500,00	250,00	250,00
Sulfatos (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	mg/L	1.200,00	250,00	1.200,00
Sulfuros (S <sup>2-</sup> )	mg/L	1,00	1,00	1,00
<b>Metales y Metaloides</b>				
Arsénico (As)	mg/L	0,10	0,10	0,10
Cadmio (Cd)	mg/L	0,05	0,05	0,05
Cinc (Zn)	mg/L	3,00	3,00	3,00
Cobre (Cu)	mg/L	1,00	1,00	1,00
Cromo (Cr)	mg/L	0,50	0,50	0,50
Hierro (Fe)	mg/L	2,00	2,00	2,00
Mercurio (Hg)	mg/L	0,002	0,002	0,002
Níquel (Ni)	mg/L	0,50	0,50	0,50
Plata (Ag)	mg/L	0,50		
Plomo (Pb)	mg/L	0,20	0,20	0,20
<b>Otros Parámetros para Análisis y Reporte</b>				
Acidez Total	mg/L CaCO <sub>3</sub>	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte
Alcalinidad Total	mg/L CaCO <sub>3</sub>	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte
Dureza Cálcica	mg/L CaCO <sub>3</sub>	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte
Dureza Total	mg/L CaCO <sub>3</sub>	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte
Color Real (Medidas de absorbancia a las siguientes longitudes de onda: 436 nm, 525 nm y 620 nm)	m <sup>-1</sup>	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte	Análisis y Reporte

Nota: Artículos 10 de la Resolución 631 de Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS, 2015, pág. 13).

Esta es la resolución vigente hasta el día de hoy, es una herramienta de gran importancia, indica los parámetros fisicoquímicos que se deben tener en cuenta para el análisis y monitoreo de ARND específicos para la actividad minera.

## **6. Materiales y Métodos**

### **6.1. Implementación del Sistema de Tratamiento de DAM**

El sistema de tratamiento de agua ácida de mina de carbón realizado fue implementado en cinco fases experimentales de pruebas de evaluación de caudales en diferentes granulometrías de caliza (1 ½", 1", ½", 3/8"), basado en estudios de ( Cravotta and Watzlaf, 2003) una fase de tiempos de residencia y 2 pruebas de neutralización por horas. Esto fue aplicado a ambos bancos de caliza (E y H). A continuación se describen las fases de experimentación realizadas para la evaluación de los bancos de caliza y su efectividad como agente neutralizante de DAM. Para esta evaluación se usó una relación de peso-volumen de agua ácida de 1:2, por cada gramo de material usado como neutralizador, se agregó 2 ml de agua ácida a tratar. La muestra de agua ácida se caracteriza fisicoquímicamente antes y después de haber cruzado el sistema de tratamiento. Esto se especificara en el capítulo posterior. Las muestras de caliza son pesadas antes y después del tratamiento.

#### **6.1.1. Prueba de caudal vs. Granulometría.**

El diagrama general de la metodología a implementar para el tratamiento de aguas ácidas mediante columnas de caliza se muestra en el anexo A.

##### ***6.1.1.1. Fase I. Tratamiento de aguas ácidas con recipientes no conectados.***

###### ***6.1.1.1.1. Parte I.***

Depositar aproximadamente 100 gramos de caliza triturada de una granulometría en una botella contenedora. Sellar la parte superior de cada botella con su respectiva tapa y conectar en la parte inferior el sello conductor, el cual conduce el flujo al vaso de precipitado. Vaciar la muestra de agua ácida en el contenedor superior, el cual tiene como función permitir un flujo contante de la muestra de agua ácida al sistema de caliza. Graduar el flujo de agua ácida con un caudal inicial Q1 según lo señala el graduador de flujo. Abrir el flujo de agua ácida al sistema de caliza y a su vez cronometrar y registrar el tiempo de residencial del agua en el

sistema de caliza. Cuando la muestra quede contenida en el vaso de precipitado se procede a su respectivo análisis. Se repite el procedimiento con cada una de las granulometrías.

#### *6.1.1.1.2. Parte II.*

Depositar aproximadamente 100 gramos de caliza triturada de una granulometría en una botella contenedora. Sellar la parte superior de cada botella con su respectiva tapa y conectar en la parte inferior el sello conductor, el cual conduce el flujo al vaso de precipitado. Vaciar la muestra de agua ácida en el contenedor superior, el cual tiene como función permitir un flujo contante de la muestra de agua ácida al sistema de caliza. Graduar el flujo de agua ácida con un caudal  $Q_2$  el cual ha de ser menor al caudal  $Q_1$ , según lo señala el graduador de flujo en su segundo indicador. Abrir el flujo de agua ácida al sistema de caliza y a su vez cronometrar y registrar el tiempo de residencial del agua en el sistema de caliza. Cuando la muestra quede contenida en el vaso de precipitado se procede a su respectivo análisis. Se repite el procedimiento con cada una de las granulometrías.

Tras efectuar el análisis respectivo a cada una de las muestras de la fase I y II, se evalúa que caudal es más efectivo, para obtener una relación de Caudal vs. Efectividad de neutralización. Con base en el resultado se elige un tercer caudal a evaluar el cual es  $Q_3$ .

#### *6.1.1.1.3. Parte III.*

Depositar aproximadamente 100 gramos de caliza triturada de una granulometría en una botella contenedora. Sellar la parte superior de cada botella con su respectiva tapa y conectar en la parte inferior el sello conductor, el cual conduce el flujo al vaso de precipitado. Vaciar la muestra de agua ácida en el contenedor superior. Graduar el flujo de agua ácida con caudal  $Q_3$ , según lo señala el graduador de flujo en su tercer indicador. Abrir el flujo de agua ácida al sistema de caliza y a su vez cronometrar y registrar el tiempo de residencial del agua en el sistema de caliza. Cuando la muestra quede contenida en el vaso de precipitado se procede a su respectivo análisis. Se repite el procedimiento con cada una de las granulometrías. En esta

parte de la primera fase se determina una granulometría y un caudal óptimo para la neutralización de aguas ácidas tras realizar los análisis fisicoquímicos de interés.

***6.1.1.2. Fase II. Tratamiento de aguas ácidas con recipientes no conectados y con esferas de cristal.***

Esta segunda fase se diferencia de la primera por la implementación adicional de esferas de cristal en el sistema de neutralización, con el fin de mejorar la circulación del drenaje ácido de mina y evitar colmatación o vías únicas de flujo dentro de la caliza. Se maneja la misma relación de peso de caliza y agua ácida. La relación entre el peso de caliza y el peso de las esferas de cristal es 1:1 aproximadamente. Se comienza por depositar en cada botella una capa inicial de 1 cm aproximadamente de espesor de esferas de cristal, seguido de 100 gramos de caliza combinada con esferas de cristal y otra capa de 1 cm de esferas de cristal en la parte superior. Sellar la parte superior de cada botella con su respectiva tapa y conectar en la parte inferior al sello conductor. Vaciar la muestra de agua ácida en el contenedor superior y graduar el flujo de agua ácida con el caudal Q3 óptimo. Abrir el flujo de agua ácida al sistema de caliza y a su vez cronometrar y registrar el tiempo de residencial del agua en el sistema de caliza. Cuando la muestra quede contenida en el vaso de precipitado se procede a su respectivo análisis. Se repite el procedimiento con cada una de las granulometrías.

Tras realizar los análisis pertinentes se deben comparar con los resultados de la parte III de la fase I, y así determinar si el uso de esferas de cristal ayuda al sistema de tratamiento a tener o no una mayor eficiencia en la neutralización de aguas ácidas.

***6.1.1.3. Fase III. Tratamiento de aguas ácidas recipientes conectados.***

En esta fase se promedia el peso de la caliza de las tres botellas y se usa la misma relación 1:2 de peso de caliza y agua ácida. Consiste en depositar aproximadamente 100 gramos de caliza triturada de los tres tamaños de granulometrías de mayor a menor que presenten mejores resultados en la neutralización de aguas ácidas en tres botellas contenedoras. Sellar la

parte superior de cada botella con su respectiva tapa y conectar en la parte inferior el sello conductor, el cual conduce el flujo del tranque de reserva a la primera botella, esta debe estar igualmente conectada a la segunda botella, y a su vez la segunda conectada a la tercer botella, la cual terminara el proceso vaciándose en el vaso de precipitado. Vaciar la muestra de agua ácida en el contenedor superior. Graduar el flujo de agua ácida con caudal Q3, según lo señala el graduador de flujo en su tercer indicador. Abrir el flujo de agua ácida al sistema de caliza y a su vez cronometrar y registrar el tiempo de residencial del agua en la primer botella del sistema de caliza, donde esta será depositada en un vaso de precipitado para su análisis y será vertida nuevamente en el tanque de almacenamiento para que este continúe el proceso con la segunda botella. Se repite el procedimiento con la tercera botella.

Todo el procedimiento de la fase III se repite para evaluar el comportamiento de las granulometría de caliza de menor a mayor.

***6.1.1.4. Fase IV. Tratamiento de aguas ácidas recipientes conectados con esferas de cristal.***

Esta cuarta fase implementa también las esferas de cristal en el sistema de neutralización para mejorar la circulación del DAM. Se maneja la misma relación de peso de caliza y agua ácida. La relación entre el peso de caliza y el peso de las esferas de cristal es 1:1 aproximadamente. Se comienza por depositar en cada botella una capa inicial de 1 cm aproximadamente de espesor de esferas de cristal, seguido de 100 gramos de caliza combinada con esferas de cristal y otra capa de 1 cm de esferas de cristal en la parte superior.

Esta fase es similar a la fase II y a la fase III. El procedimiento es igual que en la fase III pero se adicionan esferas de cristal como se describen en la fase II. La relación entre el peso de la caliza y el peso de las esferas de cristal es 1:1. Consiste en depositar 1 cm aproximadamente de espesor de esferas de cristal, 100 gramos de caliza triturada de una granulometría combinada con esferas de cristal seguido de otra capa de 1 cm de esferas de

cristal en la parte superior; esto se hace en cada una de las tres botellas y en cada una de ellas se usa una granulometría de caliza diferente (se usan las tres granulometrías que presenten mejores resultados en la neutralización de aguas ácidas). El orden de la botellas al igual que en la fase III es de mayor a menor y se registra en cada botella el tiempo de residencia del agua y se procede a realizar análisis del agua. Esta fase de repite para evaluar la efectividad del sistema al cambiar el orden de las granulometrías (menor a mayor).

***6.1.1.5. Fase V. Tratamiento de aguas ácidas recipientes conectados sin cambio granulométrico.***

Esta fase es similar a la fase III, pero las botellas rellenas de caliza ya no diferirán granulométricamente como en la fase anterior, como se describe a continuación.

Se promedia el peso de la caliza de las tres botellas y se usa la misma relación 1:2 de peso de caliza y agua ácida. Consiste en depositar aproximadamente 100 gramos de caliza triturada de la misma granulometría en tres botellas contenedoras. Sellar la parte superior de cada botella con su respectiva tapa y conectar en la parte inferior el sello que conduce el flujo de agua ácida a la primera botella, esta debe estar igualmente conectada a la segunda botella, y a su vez la segunda conectada a la tercer botella, la cual terminara el proceso vaciándose en el vaso de precipitado. Vaciar la muestra de agua ácida en el contenedor superior. Graduar el flujo de agua ácida con caudal Q3, según lo señala el graduador de flujo en su tercer indicador. Abrir el flujo de agua ácida al sistema de caliza y a su vez cronometrar y registrar el tiempo residente del agua en la primer botella del sistema de caliza, esta se deposita en un vaso de precipitado para su análisis y es vertida nuevamente en el tanque de almacenamiento para que este continúe el proceso con la segunda botella. Se repite el procedimiento con la tercera botella.

Todo el procedimiento de la fase V se repite para evaluar el comportamiento de cada granulometría de forma independiente.

### **6.1.2. Prueba de neutralización de acidez por horas.**

La prueba es aplicada para conocer la evolución del pH a través del tiempo. Se continua usando la misma relación 1:2 de peso de caliza y volumen de agua ácida. Se ubican 8 recipientes contenedores, se deposita caliza triturada según el volumen de agua ácida, relación 2:1 de cada granulometría en los recipientes contenedores. Dos recipientes para cada granulometría. Se vacía el volumen de agua ácida previamente analizada correspondiente al peso de cada muestra, se comienza el conteo de tiempo. Cada hora se realiza el análisis correspondiente a cada muestra y se lleva un registro de los datos. Se deben registrar mínimo 10 horas y mediciones cada 24 horas para determinar el valor máximo posible de neutralización de agua ácida con caliza. La prueba se realiza para ambos bancos de caliza.


### **6.1.3. Prueba de tiempo de retención.**

La prueba de tiempo de retención usa como referencia los tiempos que le tomo a la caliza neutralizar el agua ácida y llevarla a un pH de 7 aproximadamente, este se determina mediante la prueba de neutralización de acidez por horas, es decir que el tiempo de cada granulometría depende del tiempo de neutralización anteriormente registrado. Se mantiene la relación 1:2. La prueba de tiempo de retención se divide en dos partes para cada granulometría. La primera consiste en depositar aproximadamente 100 gramos de caliza triturada de diferentes granulometrías en distintos recipientes contenedores. Se analiza la muestra de agua previamente a su deposición en el recipiente con caliza. Se cronometra para cada muestra la mitad del tiempo estimado de neutralización como se menciona al comienzo del párrafo, se analiza y se registra por segunda vez la muestra de agua de cada contenedor.

La segunda parte de la prueba es tomar el agua tratada en la parte uno y depositarla en el siguiente contenedor de caliza que corresponda según la configuración dada, cronometrar el tiempo de neutralización calculado y al finalizar este, analizar y registrar los datos de las muestras de agua.



Tabla 12. *Combinaciones granulométricas de la prueba de tiempos de residencia.*

H 1/2"	2H		H 1/2"	2H
H 1/2"	2H		H 3/8"	1H
H 3/8"	1H		H 1/2"	2H
H 3/8"	1H		H 3/8"	1H
E 1/2"	2.5H		E 1/2"	2.5H
E 1/2"	2.5H		E 3/8"	1.5H
E 3/8"	1.5H		E 1/2"	2.5H
E 3/8"	1.5H		E 3/8"	1.5H

Nota: Se muestran las combinaciones a realizar en las pruebas de tiempos de residencia, donde H indica las muestras de caliza del banco H y E las muestras de caliza del banco E de la Formación Tibasosa superior. La casilla siguiente indica el tiempo de retención que debe tener la muestra.

## 6.2. Caracterización Físico-Química del Material de Experimentación

El material de experimentación se caracteriza antes y después de ser sometido al tratamiento. Esto se hace para poder evidenciar cambios fisicoquímicos en las muestras de agua al pasar por el sistema de caliza y evaluar la efectividad del tratamiento.

### 6.2.1. Caracterización fisicoquímica de muestras de agua ácida.

Los parámetros fisicoquímicos médicos en la caracterización del agua ácida son potencial de hidrógeno (pH), temperatura (T°C), potencial redox (Eh), conductividad (C) y sólidos totales.

La caracterización inicial consiste en medir los parámetros anteriormente mencionados, con el fin de establecer las características fisicoquímicas de la muestra de agua antes de que esta sea tratada, el ensayo de sólidos totales proporciona la medida de sólidos disueltos y en suspensión que posee el agua. Luego a medida que se trata el agua ácida con el sistema de neutralización de columnas de caliza, en cada una de sus pruebas, se vuelve a caracterizar con los equipos mencionados cada muestra de agua tratada y se registra en las siguientes tablas según la fase experimental de la que se trate:

Tabla 13. *Tabla de registro de medición de parámetros fisicoquímicos de prueba de caudales No1.*

Ensayo de Caudales				
FASE 1			CAUDAL Q1	
PARTE 1				
Antes del tratamiento				
Granulometría	1 1/2"	1"	1/2"	3/8"
Peso Caliza				
Vol. Agua				
pH				
T ( °C)				
C (μS)				
Eh (mV)				

Ensayo de Caudales				
FASE 1			CAUDAL Q1	
PARTE 1				
Despues del tratamiento				
Granulometría	1 1/2"	1"	1/2"	3/8"
Peso Caliza				
Vol. Agua				
pH				
T ( °C)				
C (μS)				
Eh (mV)				
Tiempo Resid.				

Nota: Este formato fue usado para el registro de datos antes y después del tratamiento experimental de prueba de caudales en la fase 1 y 2 y en prueba de tiempos de residencia. Fuente: Autoría propia.

Tabla 14. *Tabla de registro de medición de parámetros fisicoquímicos de prueba de caudales No2.*

Ensayo de Caudales				
FASE 3			CAUDAL Q3	
Sistema Conectado Granulometría mayor a menor				
Antes del tratamiento				
Granulometría				
Peso Caliza				
Vol. Agua Prom.				
pH				
T ( °C)				
C (μS)				
Eh (mV)				

Ensayo de Caudales				
FASE 3			CAUDAL Q3	
Sistema Conectado Granulometría mayor a menor				
Despues del tratamiento				
Granulometría				
Peso Caliza				
Vol. Agua				
pH				
T ( °C)				
C (μS)				
Eh (mV)				
Tiempo Resid.				

Nota: Este formato fue usado para el registro de datos antes y después del tratamiento experimental de prueba de caudales en la fase 3,4 y 5. Fuente: Autoría propia.

Tabla 15. *Tabla de registro de medición de parámetros fisicoquímicos de prueba de tiempos de residencia.*

Antes del tratamiento								1º Fase de tratamiento			2º Fase de tratamiento		
Hora	Muestra	P. Caliza	Vol. Agua	Muestra	P. Caliza	PH	T (°C)	Hora	PH	T (°C)	Hora	PH	T (°C)

Fuente: Autoría propia.

#### 6.2.1.1. pH y temperatura (T°C).

La medición de pH y temperatura se realiza por medio del pH metro Thermo Orion 290A+, el procedimiento es el mismo tanto para las muestras no tratadas como para las tratadas con el sistema de neutralización de caliza. Para este procedimiento se toma el volumen de agua calculado con respecto a la relación de peso de caliza a implementar. Se

sumerge el electrodo del pH metro, se debe esperar hasta que se estabilice la lectura y se registra dicha lectura de pH y temperatura en la tabla de registro correspondiente de parámetros fisicoquímicos. Para finalizar se retira el electrodo y se limpia con agua destilada para evitar alteraciones en lecturas posteriores.

#### **6.2.1.2. Eh.**

Para la medición de Eh se utiliza el medidor de ORP de bolsillo HANNA - HI98120, el procedimiento de medición de Eh es el mismo utilizado para la medición de pH y temperatura. El registro de lecturas proporcionadas por el medidor de ORP es registrado de igual forma en la tabla correspondiente de medición de parámetros fisicoquímicos.

#### **6.2.1.3. Conductividad (C).**

La medición de conductividad de las muestras de agua ácida y tratada se realiza mediante el medidor de conductividad HANNA – HI8733, el procedimiento de medición de conductividad es el mismo utilizado para la medición de pH, temperatura y Eh. El registro de lecturas proporcionadas por el medidor de conductividad es registrado de igual forma en la tabla correspondiente de medición de parámetros fisicoquímicos.

#### **6.2.1.4. Sólidos suspendidos totales en agua.**

La determinación de sólidos suspendidos totales en agua se realiza según el procedimiento descrito por (IDEAM, 2007), este indica el procedimiento de preparación de los materiales usados para la realización del ensayo, este consiste en el lavado del disco de porcelana con tres porciones sucesivas de 20 ml de agua destilada medidos con probeta, luego se procede a marcarlo según la asignación de la prueba y la fase experimental de la que se debe determinar los sólidos totales. Se seca el disco de porcelana en un horno precalentado a 105°C por una hora. Al terminar el proceso de secado se lleva al desecador y se deja enfriar aproximadamente por 15 minutos hasta temperatura ambiente. Se procede a pesar el disco de porcelana en la balanza analítica de cuatro cifras decimales BOECO Germany y se tara.

Luego se miden 100 ml de agua ácida con pipetas volumétricas (la muestra ha sido agitada varias veces previamente) y se depositan en el disco de porcelana, se procede a calentarlo en el horno a 105°C por 24 horas. Se retira el disco de porcelana y se dispone a su enfriamiento en el desecador hasta que este a temperatura ambiente. Se repite el proceso de pesado del disco. El cálculo de sólidos suspendidos totales se realiza por medio de la ecuación (25).

$$ST = \frac{(A - B)1000}{V} \quad (25)$$

Donde:

ST: Sólidos Totales en mg/L

A: Peso final de la capsula con el residuo seco, en gramos.

B: Peso inicial de la capsula tarada en gramos.

V: Volumen de muestra desecada, en litros.

#### **6.2.2. Caracterización fisicoquímica y petrográfica de muestras de caliza.**

La caracterización química de la caliza es suministrada por ARGOS S.A.S. El manejo del material calcáreo en el sistema de tratamiento en cada una de las pruebas a realizar, consiste en el pesado de las muestras de caliza preparada en una balanza analítica antes de ser usada como agente neutralizador de agua ácida. Tras ser usada en el sistema de tratamiento, se lava con agua y se deja secar nuevamente en estufa a 50 °C durante 24 horas (se usó una estufa de secado MEMMERT). Al sacar las muestras de la estufa de secado se enfrían durante una hora y se vuelven a pesar. Se registran los pesos la tabla correspondiente.

Se realiza una caracterización petrográfica macroscópica de las muestras suministradas por ARGOS S.A.S, a los bancos (E y H) de la Formación Tibasosa superior con la siguiente descripción: las calizas poseen un color muy semejante en todas sus muestras, con predominio del Medium Gray N5, Med. Dark Gray N4 para las del banco E y Dark Gray N3, Med. Dark Gray N4 para las del banco H. (Ver ANEXO B).

Las calizas del banco H, cuenta con buenos porcentajes de  $\text{CaCO}_3$  que oscilan entre 67.69 a 73.22 %, y las del banco E poseen un porcentaje de  $\text{CaCO}_3$  promedio es del 86.42%; no obstante, se presentan irregularidades de modo que porcentajes relativamente pequeños de carbonatos dan pH más altos de los que en principio parecen corresponderles, y viceversa; como el caso de las muestras del banco H.

En la Tabla 16 figura el análisis químico de estas rocas.

Tabla 16. *Análisis químico de las rocas estudiadas*

Compuesto Químico	Caliza Banco E	Caliza Banco H
	rango	rango
% $\text{CaCO}_3$	80.34 - 90.59	67.69 - 73.22
% $\text{SiO}_2$	5.72 - 13.35	18.52 - 23.69
% $\text{Al}_2\text{O}_3$	1.05 - 2.48	2.92 - 4.73
% $\text{Fe}_2\text{O}_3$	0.7 - 1.4	2.23 - 3.84
% $\text{CaO}$	45.01 - 50.75	37.92 - 41.02

Fuente: ARGOS S.A.S.

En resumen, la composición mineralógica de estas rocas calcáreas está constituida, básicamente, por calcita que forman el esqueleto y gran parte del cemento de las mismas.

En las muestras de caliza del banco E, se evidencia bioclastos, y fósiles (bivalvos) reemplazados por micrita y en menor cantidad por esparita, trazas de oolitos inmersos en matriz micritica con meteorización débil penetrativa (oxidación), y armazón compuesto por bioclastos inmersos en una matriz micritica con impregnaciones de limonita. A continuación se muestran los resultados de la descripción macroscópica de la caliza del banco E:

DESCRIPCIÓN MACROSCÓPICA MUESTRAS FORMACIÓN BELENCITO	
DESCRIPCIÓN	No. E3
	
<p>Caliza aloquímica pura de color Medium Gray N5, Biomicrita empaquetada tipo Rudstone moderadamente seleccionada, armazon por 55% de bioclastos predominan las exogyras reemplazadas de esparita y de mricrita con meteorización debil penetrativa de óxido de hierro.</p>	

Figura 24. Muestra banco E, formación Belencito. Fuente: Autoría propia.

Para la caliza del banco H se presentan un armazón compuesto por bioclastos reemplazado de esparita de tamaño grava e intraclastos de esparita cristalina inmersa en una matriz micritica, meteorización débil penetrativa de óxidos de hierro en planos de diaclasamiento. A continuación se muestran los resultados de la descripción macroscópica de la caliza del banco H:

DESCRIPCIÓN MACROSCÓPICA MUESTRAS FORMACIÓN BELENCITO	
DESCRIPCIÓN	No. H9
	
<p>Caliza aloquímica pura de color Dark Gray N3, Biomicrita dispersa de tipo Floatstone pobremente seleccionada; armazon compuesto por 17% de intraclastos compuestos de Limonita, 6% de bioclastos reemplazados de esparita y 4% de intraclastos de esparita en una matriz micritica con meteorización debil penetrativa (oxidación) en planos de diaclasamiento.</p>	

Figura 25. Muestra H1, banco H, formación Belencito. Fuente: Autoría propia.

### **6.2.3. Caracterización de aguas de mina.**

El diagnóstico es una parte muy importante y necesaria para la solución de cualquier problema. Enfocándonos al tema específico de la presente tesis se menciona que una vez que ya se cuenta con la presencia de aguas ácidas es necesario realizar una correcta caracterización del efluente pues esto influirá directamente sobre la elección de la metodología de tratamiento.

La caracterización precisa del drenaje ácido es muy importante para efectuar la correcta selección y dimensionamiento de los dispositivos operacionales que configuran el conjunto del tratamiento pasivo. Una adecuada caracterización debe incluir la medida precisa y representativa del caudal, y de al menos los parámetros químicos siguientes (Lopez Pamo, 2002, págs. 5-6):

- pH.
- Conductividad.
- Eh.
- Temperatura
- Solidos Totales.

Los términos acidez o alcalinidad de un drenaje es la capacidad que estos tienen para neutralizar una base o neutralizar un ácido respectivamente. Si un drenaje presenta acidez quiere decir que en este predomina su acidez total por lo que hablamos de un drenaje con acidez neta (Aduvire, 2006, pág. 51).

En aguas naturales, la acidez total está compuesta por acidez mineral, acidez orgánica y acidez de protones. La acidez orgánica es producida por el CO<sub>2</sub> asociado con la disolución de componentes orgánicos, la acidez mineral es debida a las reacciones de hidrólisis del Fe, Al y Mn (disolución de metales ácido formadores) y la acidez de protones se debe a la presencia de iones hidrógeno libres (H<sup>+</sup>). En el caso de las aguas de mina, la acidez total estará

asociada directamente a la acidez de protones y a la acidez mineral ya que al tener poco contenido de carbón orgánico disuelto, la acidez orgánica es baja y por lo tanto despreciable. (Aduvire, 2006, p. 53-54).

#### **6.2.3.1. Resultados de la caracterización del drenaje ácido.**

Los resultados de la caracterización se muestran a continuación:

Tabla 17. *Caracterización inicial del DAM*

Parámetro	Muestra DAM
pH	3.21
T ( °C)	17
C (μS)	1431
Eh (mV)	578
Solidos Totales	719

Fuente: Sanoha Ltda

La Tabla 18 presenta la comparación de los parámetros fisicoquímicos medidos en el agua ácida de la mina después del tratamiento y los medidos en el laboratorio con la mejor combinación de caudal y granulometría óptima.

Tabla 18. *Tabla comparativa del tratamiento en la mina Sanoha y en el laboratorio de química ambiental, UPTC*

Responsable	Agente Neutralizador	Tratamiento	Parámetro			
			pH	T ( °C)	C (μS)	Eh (mV)
Mina Sanoha	Cal	Activo	7.65	15.7	1246	137
Laboratorio	Caliza	Pasivo	7.4	18.1	1223	161

Fuente: Autoría propia.



## **7. Diseño Y Construcción Del Sistema De Neutralización De DAM A Escala De Laboratorio**

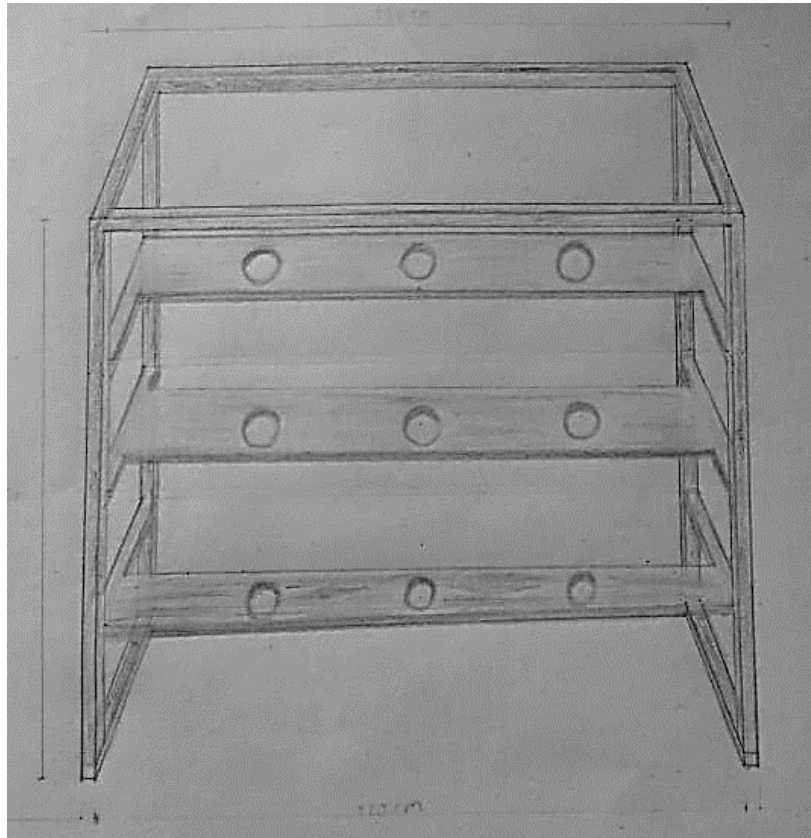
Este sistema neutralizador tiene como agente neutralizador caliza, se optó por este material ya que en el valle de Sogamoso cuenta con depósitos de caliza en la Formación Tibasosa. En esta se encuentran dos bancos nuestro interés (Banco E y H) la caliza es una roca con alto contenido de carbonato de calcio y este resulta ser efectivo para neutralizar la acidez en soluciones acuosas. Esta hipótesis planteada es respaldada por los estudios realizados por (Cravotta and Watzlaf, 2003, pág. 15) donde se describe que la alcalinidad producida en un lecho de piedra caliza y su efectividad para aumentar el pH y eliminar los metales disueltos de los drenajes contaminados de la mina depende de la composición del agua; la cantidad, pureza y tamaño de partícula de la piedra caliza; y el tiempo de detención y las tasas de reacciones químicas.

El diseño del sistema de tratamiento pasivo de columnas de caliza fue basado en las recomendaciones de los estudios realizados por (Pearson & McDonnell, 1975) (Ziemkiewicz, Skousen, & Lovett, 1994) (Skousen, y otros, 1998, pág. 120) (Gaikwad & Gupta, 2007, pág. 289) y (Ziemkiewicz, 1997) donde se describen los problemas de colmatación de la caliza y se recomienda el uso de pendientes mayores al 20%.

### **7.1. Diseño del Sistema de Neutralización de DAM por medio de Columnas de Caliza a Escala de Laboratorio**

Los criterios de diseño del sistema de tratamiento fueron la eficiencia, comodidad de uso y seguridad de las muestras. Para cumplir con esto se eligió como contenedor de deposición de muestras de agua y caliza botellas plásticas recicladas, también se usaron por su forma casi cónica en la parte de la boca de la botella lo que aseguraba que el flujo de agua que iba ser depositado en esta, no tuviese estancamientos dentro del sistema. Otra razón por la que se optó por el uso de botellas fue el asegurar una pendiente del 100% dentro del sistema, para

reducir el riesgo de colmatación de las superficies de la caliza y a su vez no afectar la capacidad de neutralización de la caliza.



*Figura 26.* Bosquejo de diseño de la estructura del sistema de tratamiento de DAM.  
Fuente: Autoría propia.

Al tener definido el material y la forma de los contenedores que actúan como columnas, se procedió a el diseño de una estructura que pudiese soportarlos con estabilidad, se realizó un diseño con varias cavidades con el fin de que en las fases experimentales se pudiese experimentar con varias combinaciones o varios tipos de pruebas a la vez. Para darle un soporte confiable a la estructura se decidió que el marco estructural sería de tubería cuadrada de 1" metálica y los soportes transversales de madera ahuecada como se muestra en la figura 26. Los agujeros de los 4 niveles de madera fueron hechos de la misma medida y en la misma posición, para que todas las botellas pudiesen ser sostenidas por el soporte y asegurar la facilidad de conexión entre botellas. La estructura es amplia para asegurar el manejo adecuado de las columnas de caliza y evitar accidentes de manejo de muestras.

## 7.2. Construcción del Sistema a Escala de Laboratorio de Columnas de Caliza

### 7.2.1. Dimensionamiento del sistema de tratamiento de drenaje ácido de mina.

Para determinar las dimensiones del sistema, se ha tenido en cuenta la cantidad disponible de roca caliza traída de la cantera Cerro Cuista y Cerro Molino, y la cantidad de agua ácida disponible. Con base en estos criterios se construyó la estructura de experimentación con las siguientes dimensiones:

Tabla 19. *Dimensiones de la estructura de tratamiento de DAM*

DIMENSIONES	VALOR	UNIDADES
Largo (L) de tubería	1	m
Ancho (A) de tubería	0.6	m
Alto (h) de tubería	1.3	m
Espesor de tubería	2.5	cm
Espacio entre niveles de tubería y madera	36.5	cm
Diámetro de círculos en las tablas de madera	9.1	cm

Nota: Datos obtenidos a partir de mediciones (Autoría propia)

### 7.2.2. Ensamblado.

Esta operación se llevó a cabo en un taller de ornamentación, donde se siguieron las fases a continuación descritas:

#### 7.2.2.1. Recepción y descarga.

Coordina los cargues de material y la llegada del mismo al taller de montaje; es decir lo que sale de bodega debe llegar en óptimas condiciones y con las medidas preestablecidas en el dimensionamiento.

#### **7.2.2.2. Pre- armado.**

Consiste en unir varios elementos de una sección de la estructura, se procede a cortar las tuberías de 1" para ser soldadas, luego se pulieron los bordes metálicos que conservaron escoria para mejorar el aspecto y la geometría especialmente en las esquinas.



*Fotografía 1.* Pulido de la estructura metálica. Fuente: Autoría propia.

#### **7.2.2.3. Montaje.**

Proceso en el cual se ubica en posición definitiva un tramo de estructura completamente pre-armada. En esta fase se anclaron las tablas de madera mediante tornillos a la estructura metálica. Finalmente se aplicó una capa de pintura blanca a las partes metálicas.



*Fotografía 2.* Acople de tablas de madera al esqueleto metálico. Fuente: Autoría propia.

#### **7.2.2.4. Alineamiento.**

La linealidad y la homogeneidad de la estructura deben ser correcta, pues puede que exista un proceso experimental futuro que se obstaculice por fallas en el montaje de la estructura. La fotografía 3 muestra el acabado final del sistema de tratamiento pasivo a escala piloto.



Fotografía 3. Modelo final de la estructura. Fuente: Autoría propia.

#### **7.2.3. Material plástico.**

##### **7.2.3.1. Obtención y recepción de componentes.**

Este tipo de elementos se obtuvo a través de la compra de botellas de 1,5 L, de y de 300 ml en los puntos de reciclaje de la ciudad de Sogamoso; con diámetros suficientemente amplios para que tuvieran un orden de magnitud más grande que el tamaño de grano de la roca caliza.

Estos envases tienen lugar en el sistema, al estar incrustados en los orificios de los cuatro niveles y su función es contener las diferentes granulometrías durante la experimentación.

Las botellas plásticas están hechas de PET (Polietileno Tereftalato) con diámetros interiores que van de 8,4 cm para los envases de 1,5 L, 6,7 a 7,2 cm para los envases de 600 ml y 5,5 cm para los envases de 300 ml.

### 7.2.3.2. Manipulación del material plástico.

Consiste en cortar las botellas específicamente para lograr un sello no hermético y minimizar el contacto con la atmosfera, y evitar la salida del agua del sistema, esto para el caso de las de volúmenes igual a 1,5 L; las más pequeñas se cortaron por mitad para realizar el ensayo de reacción química de la caliza con agua acida por horas. Los resultados se muestran a continuación:



Fotografía 4. Cortes hechos a los envases. Fuente: Autoría propia.

Los equipos de venoclisis fueron cortados en el PVC tipo médico conservando la mordaza o rodillo que sirve para regular manualmente el goteo correcto y continuo para la administración del DAM, junto a la llave reguladora fueron aislados y unidos a las tapas de las botellas de 1,5 L mediante un orificio de 4 mm previamente perforado utilizando silicona. El modelo final sería el siguiente:





Fotografía 5. Conexión del PVC tipo medico con las tapas plásticas y la mordaza o rodillo regulador de circulación. Fuente: Autoría propia.

#### 7.2.4. Vidrio.

Las esferas de cristal son un complemento para la fase experimental. No tuvo ninguna manipulación.



Fotografía 6. Esferas de vidrio usadas en la experimentación. Fuente: Autoría propia.

## 8. Muestreo y Preparación del Material de Experimentación

### 8.1. Toma de Muestras y Obtención de la Caliza

El muestreo y preparación previa a la fase experimental se divide en dos etapas, una de campo y la otra de laboratorio. En la etapa de laboratorio se realizaron las operaciones para tener las condiciones preestablecidas de tamaño de la caliza, así como la homogenización de la muestra de agua acida, y en la etapa de campo se recolectaron las muestras de DAM (Drenaje Acido de Mina), facilitado por la empresa SANOHA LTDA, en el proyecto Sanoha-Florida, en la mina La Florida donde se extrae carbón de tipo térmico y mantos de alto HGI para granular. Se trata de carbones bituminosos con contenido promedio de carbono fijo de 31 % y un poder calorífico de 6500 a 7900 cal/g. (Reyes Chitaro, 1984, pág. 37).



*Figura 27.* Instalaciones Mina Sanoha. Fuente: (SANOHA, 2018).

La piedra caliza de los bancos E y H, fueron suministradas por la industria cementera colombiana, Cementos Argos en Sogamoso; procedentes de la cantera Cerro Cuista y Cerro Molina, ubicada en inmediaciones de Belencito, jurisdicción del Municipio de Nobsa.

Las muestras fueron tomadas siguiendo las pautas de las guías ambientales del procedimiento de tomas de muestras de aguas residuales del IDEAM.



## 8.2. Muestreo

Las tomas de muestras se realizaron, por parte de los tesistas teniendo en cuenta que la finalidad de las muestras es encontrar parámetros: concentración de Azufre, pH, Eh, conductividad, temperatura y sólidos totales.

### 8.2.1. Muestreo de dam (Drenaje Acido de Mina).

Las actividades de toma de muestras de agua ácida se llevaron a cabo en la vereda Reginaldo, en la mina La Florida, el 2 de mayo de 2018 a la 1 pm; por los tesistas. Las muestras de agua fueron transferidas a recipientes plásticos, y transportados al laboratorio de química ambiental y de aguas, en la Uptc, en Sogamoso. Las muestras de DAM fueron recolectadas con ayuda del sistema de evacuación del líquido desde la zona subterránea de la mina.



*Fotografía 7.* Sedimentador primario, precipitación de lodos inicial y almacenamiento de DAM de mina La Florida. Fuente: Autoría propia.



*Fotografía 8.* Vista donde se aprecia el momento de la toma de muestra por parte del tesista. Fuente: Autoría propia.

### **8.2.2. Muestreo de roca caliza.**

Las muestras de roca caliza correspondientes a los bancos E y H, de la formación Belencito (Miembro Calcáreo de la formación Tibasosa), fueron recibidas el día 4 de mayo de 2018, por los tesistas en la planta Sogamoso ARGOS, km 6 vía Corrales.

La roca caliza antes de pasar al circuito de neutralización paso por un proceso de fracturamiento para obtener los tamaños de grano establecidos, esta operación se llevó a cabo en el laboratorio de carbones de la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia , seccional Sogamoso. Los tamaños de grano utilizados en los experimentos fueron  $1\frac{1}{2}$  " , 1" ,  $\frac{1}{2}$  " ,  $\frac{3}{8}$  " , previamente establecidos por los tesistas.

La cantidad de caliza suministrada por Argos fue aproximadamente de 45 kg por cada banco, y de este material se recuperó 10 kg por cada una de las granulometrías establecidas en el proyecto.



*Fotografía 9.* Fracturamiento manual de la caliza. Fuente: Autoría propia.



*Fotografía 10.* Preselección de granulometrías. Fuente: Autoría propia.



*Fotografía 11.* Clasificación de granulometrías y medición de masa. Fuente: Autoría propia.

Una vez culminada la obtención de los granos con los tamaños requeridos se realizó la clasificación por tamaño de grano, para luego pasar al prelavado con el fin de eliminar micropartículas de calcita, arcilla, limonita, y caliza de los granos resultantes de la



fracturación, para ello se usó agua destilada (tres veces) hasta que se recogió agua clara como resultado de la limpieza. Una vez lavadas las diferentes granulometrías, se procedió a secarlas a 50 ° C durante 24 h en la estufa de secado MEMMERT. Posteriormente se empacaron en bolsas industriales transparentes para su preservación.



*Fotografía 12.* Lavado de material y pre-secado. Fuente: Autoría propia.



*Fotografía 13.* Secado de las granulometrías a 50 °C. Fuente: Autoría propia.



*Fotografía 14.* Visualización de la caliza una vez secado. Fuente: Autoría propia.



*Fotografía 15.* Almacenamiento de las granulometrías. Fuente: Autoría propia.

Las condiciones del trabajo fueron las mismas para todas las muestras.

### **8.3. Material Empleado**

#### **8.3.1. Manipulación, almacenamiento y transporte de muestras.**

Para la toma de muestras se emplearon recipientes plásticos de volumen de 20 litros y un tanque de almacenamiento de 100 litros para homogeneizar el agua acida; una vez recolectado los recipientes fueron cerrados herméticamente y llevados al laboratorio de Química Ambiental de la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia (UPTC), en Sogamoso. En cuanto al material calcáreo (caliza), este fue transportado en bolsas azules industriales y guardadas en el laboratorio de carbones de la Uptc, en Sogamoso, posteriormente el material lavado y seleccionado fue puesto en bolsas industriales transparentes.



*Fotografía 16.* Recipientes plásticos utilizados en el transporte y almacenamiento de drenaje acido de mina. Fuente: Autoría propia.

**8.3.1.1. Material del Laboratorio de Química Ambiental y de aguas.** Estufa de secado MEMMERT, balanza analítica.

**8.3.1.2. Material del Laboratorio de Suelos.** Macetas, Tamices Norma ASTM E-11, cincel, placas de acero redonda y cuadrada, plástico negro industrial.

## **9. Implementación del Sistema de Neutralización de Aguas Ácidas Mediante de Columnas de Caliza del Banco E y H de la Formación Tibasosa Superior**

El sistema de neutralización de agua ácida fue implementado para el desarrollo de 3 pruebas experimentales y las correspondientes fases involucradas en cada una de estas, como fue descrito previamente en la metodología de la investigación.

El sistema de neutralización consiste de una estructura metálica que actúa como soporte para tanques de almacenamiento de agua y columnas de deposición de caliza triturada. La finalidad del sistema es la neutralización de agua ácida de mina por medio del uso de caliza. El sistema consiste en la deposición de un volumen de agua anteriormente caracterizado fisicoquímicamente en tanques de almacenamiento, se ha manejado la relación 1:2 de peso de caliza y volumen de agua; donde por cada gramo de material usado como agente neutralizador se procesan 2 ml de agua ácida. Los tanques de agua, los cuales son las mismas botellas contenedoras que se usan como columnas de deposición de caliza, cumplen la función de almacenar y transmitir el agua ácida por medio de mangueras a las columnas de deposición de caliza a un caudal de 2 ml/s.

Cuando el flujo es activado este pasa a la columna de caliza donde el agua ácida reacciona con la caliza, el flujo de salida del sistema es controlado en la parte inferior de la columna de caliza a través de reguladores de flujo (regulador de equipo de Venoclisis), el cual es graduado manualmente en posiciones definidas incluyendo el sellamiento total del sistema para las pruebas de tiempos de residencia. El agua tratada es finalmente depositada en un vaso de precipitado. En este punto se caracterizó por segunda vez la muestra de agua con el fin de determinar variaciones en los parámetros fisicoquímicos del agua y evaluar cada una de las pruebas y fases experimentales realizadas.

Según (Pearson & McDonnell, 1975) (Ziemkiewicz, Skousen, & Lovett, 1994) (Skousen, y otros, 1998, pág. 120) (Gaikwad & Gupta, 2007, pág. 289) y (Ziemkiewicz, 1997) uno de los

principales problemas de los sistemas de tratamiento pasivos que usan caliza como agente neutralizador es la colmatación de hidróxidos de Fe y Al en la superficie de la caliza, lo que afecta su capacidad de disolución. La precipitación de estos hidróxidos en la caliza se debe en parte a la acción gravitatoria que se ejerce en las partículas de los hidróxidos precipitados. Para esto los mismos autores recomiendan que el sistema de tratamiento tenga una pendiente superior al 20%, donde las velocidades de flujo mantengan los precipitados en suspensión y limpien los precipitados de las superficies de caliza. Con base en esto se optó por el uso de columnas de caliza de flujo descendente, garantizando así un pendiente del 100% y reduciendo el riesgo de colmatación del sistema de tratamiento de DAM.

### **9.1. Prueba de Caudal vs. Granulometría**

Para la prueba de caudales se trataron en total 52 muestras de agua, 26 por cada banco de caliza (E y H). Se realizaron 5 fases experimentales en las que se varió el tamaño de la caliza triturada (1 ½", 1", ½", 3/8") y el caudal de agua de salida del sistema, con el fin de determinar el caudal y la granulometría más eficientes en el tratamiento de DAM. También se experimentó con la combinación de columnas conectadas de diferente granulometría como se describe más adelante.

En general las pruebas de caudales iniciaron con el pesado de aproximadamente 100 gramos de caliza triturada previamente sometida al proceso de tratamiento para su uso, como se muestra en la fotografía 17. Luego se midió el doble del peso registrado en mililitros de agua ácida medidos por medio de pipetas volumétricas. Se caracterizó fisicoquímicamente la muestra de agua ácida, para esto se midió pH, temperatura, Eh, conductividad y en las muestras con mejores resultados total de sólidos disueltos; como se puede ver en la fotografía 18.





*Fotografía 17.* Medición de masa de caliza para tratamiento de DAM. Fuente: Autoría propia.



*Fotografía 18.* Caracterización fisicoquímica de una muestra de DAM. Fuente: Autoría propia.

Posterior a la caracterización fisicoquímica inicial de las muestras de agua ácida se depositó la caliza pesada anteriormente a la columna del sistema y en el tanque superior de esta, el cual se encontraba sellado, se vertió la muestra de agua ácida caracterizada. Dependiendo de la fase de experimentación se reguló un caudal específico. Seguido de esto se preparó el cronómetro para medir el tiempo de residencia del agua en el sistema y la tabla de registro de prueba de caudal. Se accionó el regulador del tanque superior para permitir el

flujo de agua y a su vez se dio inicio al conteo de tiempo. Cuando toda el agua salió del sistema se registró el tiempo de residencia y se procedió a realizar la caracterización fisicoquímica final de la muestra tratada.



*Fotografía 19.* Sistema de tratamiento implementado. Regulador de caudal y tipos de granulometría usadas. Fuente: Autoría propia.

Posterior a esta caracterización se procedió a lavar la caliza usada para cada tratamiento y se llevó al horno a 50°C durante 24 horas. Luego se retiró del horno, al haber alcanzado temperatura ambiente se pesaron las muestras de caliza para determinar cuánto material se diluyó en el proceso de neutralización de agua ácida. Las muestras con mejor resultados fueron seleccionadas para análisis de sólidos totales disueltos. A continuación se describen cada una de las fases realizadas en las pruebas experimentales de caudales.

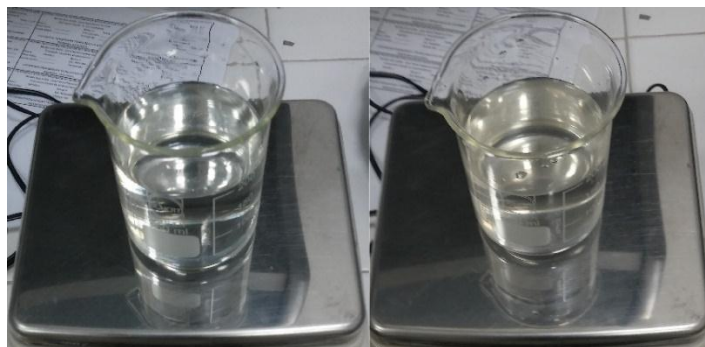
#### **9.1.1. Fase I. Tratamiento de aguas ácidas con recipientes no conectados.**

Cada fase de experimentación se desarrolló de acuerdo a lo indicado en la metodología de implementación del sistema de tratamiento DAM como se indica en la siguiente fotografía. El

objetivo de la fase I es la determinación del caudal más efectivo. Para esto en la fase I se planteó el uso de un caudal Q1 de aproximadamente 2 ml/s (caudal medido en la columna sin caliza) en el sistema de tratamiento lo que registro niveles de pH de (3.49-4.26) en muestras tratadas con caliza del banco H y pH de (3.48-3.81) en muestras tratadas con caliza del banco E. Luego se usó un caudal Q2 para comprobar que entre más tiempo el agua ácida haga contacto directo con la caliza mayor seria la disolución de esta y por lo tanto el nivel de pH alcanzaría valores más altos. Para el caudal Q2 se registraron valores de pH de (3.49-4.21) para el banco H y para el banco E valores de (3.48-3.91). Aun que como en este caso no siempre se cumple esta suposición ya que no todas las rocas de caliza usadas tenían la misma proporción en sus constituyentes. En la parte 3 de esta fase se utilizó un caudal Q3 menor a los anteriores, esto para darle más tiempo a la caliza de reaccionar con el agua ácida. Los resultados obtenidos con el caudal Q3 fueron niveles de pH de (3.59-4.37) en caliza del banco H y (3.48-3.92) para caliza del banco E. Debido a esto el caudal usado para las fases de experimentación restantes fue el Q3 ya que permitió una mayor neutralización del agua ácida en el sistema de tratamiento.



*Fotografía 20.* Implementación de la Fase I de prueba de caudales. Fuente: Autoría propia.



*Fotografía 21.* Prueba de caudal Fase I comparación antes y después del tratamiento de DAM. Fuente: Autoría propia.

### **9.1.2. Fase II. Tratamiento de aguas ácidas con recipientes no conectados y con esferas de cristal.**

La segunda fase se implementó con el caudal Q3, debido a los resultados este obtuvo en la fase anterior. De acuerdo con (Offeddu, 2015) uno de las principales afectaciones en los tratamiento pasivos de columnas de caliza es la colmatación; esta es generada por la precipitación de hidróxidos de hierro en la superficie de la caliza, cubriéndola y reduciendo su capacidad de disolverse con el agua ácida para neutralizarla. En sus estudios Offeddu implemento un sistema de tratamiento de columnas de flujo vertical ascendiente. Debido a esto en sus estudios se demostró que los sistemas de caliza tienen patrones de flujo según la deposición de las rocas, lo que aumenta el riesgo de colmatación. Para esto se implementó el uso de esferas de cristal, las cuales tienen la función de evitar la presencia de patrones de flujo generados por la disposición de la caliza y permitiendo que el agua fluya de forma homogénea como se muestra en las siguientes fotografías.



*Fotografía 22.* Prueba de caudales Fase II. Se iguala el peso de la caliza con esferas de cristal. Fuente: Autoría propia.



*Fotografía 23.* Implementación de la Fase II de prueba de caudales. Para este caso se usó caliza triturada de 1 ½", y esferas de cristal. Fuente: Autoría propia.

Las muestras de agua tratadas en la fase II registraron niveles de pH de (3.51-4) para el banco H y de (3.46-3.85) para el banco E. Lo que indica que la presencia de esferas de cristal puede afectar la capacidad de neutralización del sistema. Esto se puede deber a que el contacto de la esfera de cristal con la caliza genera una disminución en la superficie de la caliza disponible para el flujo del agua ácida. A su vez también se evidenció que precipitan

menos hidróxidos de Fe esto se asume por la coloración de la muestra de agua tratada a comparación con otras muestras del mismo caudal y granulometría pero sin esferas de cristal.



*Fotografía 24.* Prueba de caudal Fase II comparación antes y después del tratamiento de DAM. Fuente: Autoría propia.

### **9.1.3. Fase III. Tratamiento de aguas ácidas en sistemas conectados.**

Esta fase consistió en un sistema combinado de columnas de caliza. Debido a que en las primeras fases experimentales de sistemas individuales no se obtuvieron buenos resultados en la neutralización de muestras de agua ácida se optó por implementar columnas de caliza en secuencia. Esto permitió que la muestra de agua ácida tuviese un tiempo de retención mayor en el sistema. Se usaron 3 columnas de caliza de diferente granulometría cada una. Se pesaron aproximadamente 100 gramos de las tres granulometrías más efectivas (1", 1/2", 3/8"). Para mantener una relación 1:2 aproximada se promedió el peso de las muestras de caliza y el volumen de muestra DAM fue el doble del promedio del peso de caliza. La implementación se realizó de acuerdo a la metodología planteada de la fase III de pruebas de caudales como se puede ver en la siguiente fotografía.





*Fotografía 25.* Sistema de columnas de caliza conectadas, Fase III. Fuente: Autoría propia.



*Fotografía 26.* Prueba de caudal Fase III comparación antes y después del tratamiento de DAM. Fuente: Autoría propia.

#### **9.1.4. Fase IV. Tratamiento de aguas ácidas en columnas conectadas y con esferas de cristal.**

En la fase IV al igual que en la fase III se promedió el peso de tres muestras de caliza y se usó el doble de este en mililitros de agua ácida. Para la adición de las esferas de cristal, se igualo el peso de caliza con esferas de cristal para cada una de las tres muestras de caliza

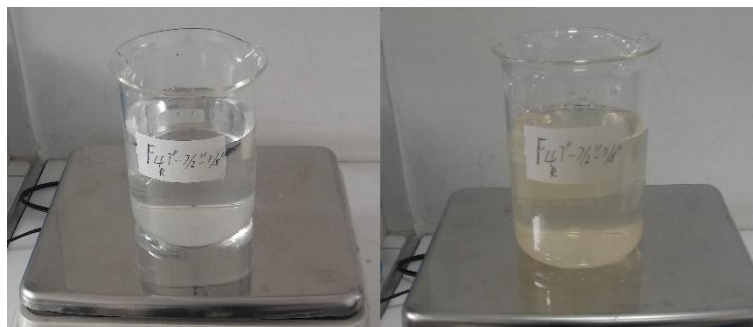
usadas. La implementación se llevó a cabo según lo descrito en la metodología de la fase IV de prueba de caudales. Como se muestra en la siguiente fotografía.



*Fotografía 27 y 28. Implementación de la Fase IV de prueba de caudales. Fuente: Autoría propia.*

Al igual que en la fase II las muestras tratadas evidenciaron un cambio leve en el color del agua, lo que indica poca precipitación de hidróxidos de Fe. También los niveles de pH fueron inferiores a los resultantes en la fase III, el mismo comportamiento de la fase II a comparación con la fase I, lo que demuestra que las esferas de cristal impiden que toda la superficie de la caliza reaccione con el agua ácida. En la siguiente fotografía se evidencia que el color de la muestra tratada a comparación de la muestra tratada de la fase III es menos amarillento y más tenue.





*Fotografía 29. Prueba de caudal Fase IV comparación antes y después del tratamiento de DAM. Fuente: Autoría propia.*

#### **9.1.5. Fase V. Tratamiento de aguas ácidas recipientes conectados sin cambio granulométrico.**

La finalidad de la fase V fue determinar si el sistema de columnas de caliza conectadas podía ser más eficiente al depositar en cada columna caliza del mismo tamaño y no variar el tamaño de grano como se hizo en la fase III. Esta fase neutralizo de forma eficiente las muestras de agua ácida registrando valores de pH de (3.67-7.4) para el banco H y (3.67-6.9) para el banco E.

#### **9.2. Prueba de Neutralización de Acidez por Horas**

Esta fue realizada de acuerdo a la metodología planteada, en total se realizaron 16 pruebas de neutralización de acidez y en cada una de ellas se registraron 10 horas de evolución del pH del agua ácida en cada una de las granulometrías utilizadas (1 ½", 1", ½", 3/8"). En esta prueba se pudo apreciar mejor la precipitación de hidróxidos sobre la superficie de la caliza y en el fondo de los recipientes como se muestra en la fotografía 30 y 31, que en las pruebas de caudales. Esto debido a que la prueba de neutralización de acidez por horas no cuenta con la energía generada por el flujo vertical descendente de la prueba de caudales, ésta siempre está estancada.



*Fotografía 30.* Precipitación de hidróxidos de Fe en prueba de neutralización de acidez por horas. Fuente: Autoría propia.



*Fotografía 31.* Prueba de neutralización por horas. Se muestran los dos bancos de caliza usados en la implementación del sistema. Fuente: Autoría propia.

Como complemento a las pruebas de neutralización por hora se realizaron 24 pruebas de neutralización, a dichas pruebas se les realizó mediciones de parámetros fisicoquímicos cada 24 horas; con el fin de determinar el valor máximo de pH alcanzado por la caliza en sistemas de estancamiento. La prueba evidencio que para el banco E los valores de pH alcanzados pasadas 24 horas de estancamiento de la muestra de agua ácida en el recipiente con caliza

fueron de (7.43 - 8.03) y los valores alcanzados para un tiempo mayor a 24 horas fueron (8.08 - 8.25). Los valores de pH para el banco H transcurridas las 24 horas fueron de (7.76 - 8.21) y para un tiempo mayor a 24 horas (8.06- 8.28).



Fotografía 32. Prueba de Neutralización por día. Fuente: Autoría propia.

### 9.3. Prueba de Tiempos de Residencia

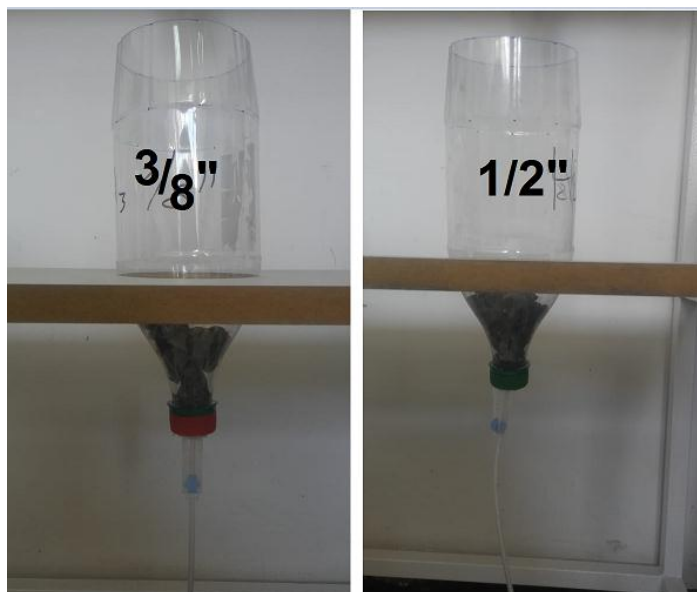
La implementación de esta prueba se realizó según la metodología indicada para esta. La caracterización fisicoquímica se limitó a la medición de pH y temperatura. En esta prueba se utilizaron todos los soportes de la estructura del sistema, lo que permitió un desarrollo más eficiente como se muestra en la fotografía 33. Se ensayaron varias combinaciones como se ve en la tabla 12. Esta tabla indica que el banco H neutraliza agua ácida en menor tiempo que el banco E. Para determinar cuánto tiempo de residencia debía ser sometido cada muestra se utilizaron los resultados de la prueba de neutralización por horas, con base en esto se genera la siguiente tabla.

Tabla 20. *Tiempo de aumento de neutralización a pH de 7.*

Banco	1 1/2"	1"	1/2"	3/8"
H	12	8	4	2
E	13	9	5	3

Nota: La tabla muestra el tiempo promedio en horas que le toma a cada granulometría de cada banco de caliza en neutralizar muestras de agua ácida a un nivel de pH igual a 7. Fuente: Autoría propia.

La tabla anterior indica que la capacidad de neutralización de agua ácida del banco H es superior a la del banco E, debido a esto las combinaciones experimentales de cada banco se ajustaron según el tiempo de neutralización de cada granulometría.



*Fotografía 33.* Implementación de pruebas de tiempos de residencia. Se usó dos granulometrías con diferentes tipos de residencia. Fuente: Autoría propia.

#### **9.4. Sólidos Totales (ST)**

Se realizó este ensayo según la guía del IDEAM, para determinar el número de sólidos presentes en el agua ácida de mina, antes y después del tratamiento. Es importante decir que solo se hizo prueba de sólidos totales a las combinaciones de caudal y granulometría que mostraron los mejores resultados. Los valores se analizaron y mostraron en el capítulo de resultados y análisis.

Los sólidos totales incluyeron toda la materia, excepto el agua contenida; los sólidos totales se definieron como la materia que permanecen como residuos después de evaporación y secado a 103°C. El valor de los sólidos totales incluye material disuelto y no disuelto (sólidos suspendidos).

Este ensayo se realizó en el laboratorio de química ambiental y el laboratorio de química.



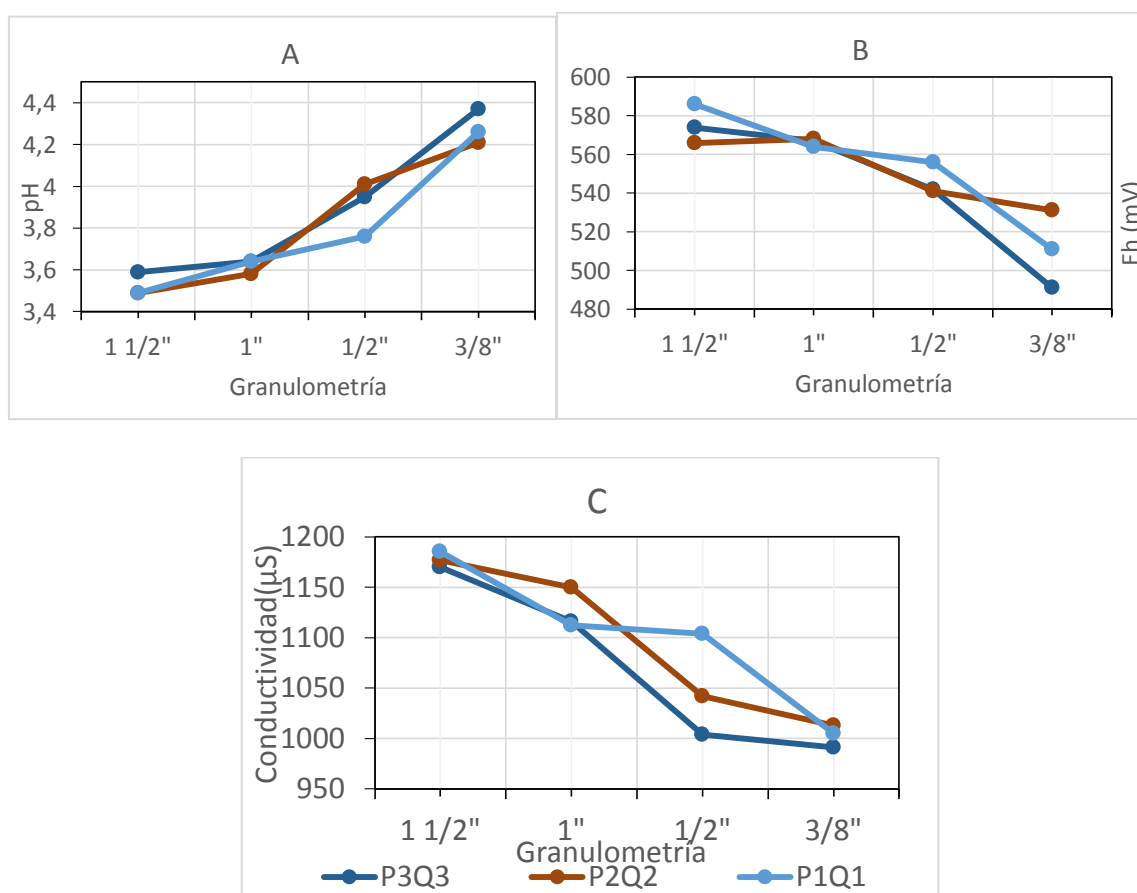
*Fotografía 34. Etapas del ensayo de sólidos totales. Fuente: Autoría propia.*

## 10. Resultados y Análisis

### 10.1. Prueba de Caudales

#### 10.1.1. Fase I.

Las 24 pruebas de la fase I de prueba de caudales fueron registradas en los formatos correspondientes, los cuales están detallados en el ANEXO C. La tabla 1 (Anexo D) resume la información contenida en los formatos de registro. Las tres partes de experimentación para cada banco de caliza evidencian un aumento en la efectividad de neutralización de agua ácida inversamente proporcional al tamaño de la caliza, es decir los tamaños más grandes tienen menos capacidad de neutralizar agua ácida que las granulometrías de menor tamaño. Debido a esto se deduce que entre mayor sea el área superficial de la caliza mayor será su capacidad de neutralización.



**Figura 28.** Graficas A, B y C relacionan el pH, Eh, conductividad respectivamente con las granulometrías de caliza del banco H. Esta figura está conformada por tres gráficas donde se evalúa la eficiencia de cada granulometría de caliza del banco H

para aumentar el nivel de pH y la disminución de los niveles de Eh y conductividad de las muestras de agua ácida. Fuente: Autoría propia.

De acuerdo con la figura 28 y la tabla 1 del Anexo D la hipótesis planteada anteriormente se confirma en los resultados de todas las fases de experimentación de caudales, en la prueba de neutralización por horas y en la prueba de tiempos de residencia. En los resultados se compara el peso de caliza en granulometría de 1 1/2" y el mismo peso de caliza en una granulometría más pequeña (1", 1/2" y 3/8"), todas las granulometrías tienen un peso relativamente igual pero entre más pequeña sea esta, la muestra de caliza tendrá un área superficial mayor por lo tanto tendrá una mayor capacidad de neutralización de agua ácida.

También se nota una relación inversa entre el los niveles de pH y los niveles de Eh y conductividad. El aumento de pH implica una disminución en los valores de Eh y la conductividad. Los niveles de Eh de las muestras de agua ácida previas al tratamiento varían entre (612 – 582 mV), tras haber sido tratadas se registraron valores de (586 – 491 mV), esto significa que la muestra de agua sufre un proceso de reducción aunque no deja de ser oxidante y de acuerdo a la figura 10 de diagrama de Eh-pH indica la presencia de  $\text{Fe}^{2+}$  y  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  según los valores de pH registrados después del tratamiento que varían entre (3.49 - 4.37) para el banco H y (3.48 – 3.92) en el banco E.

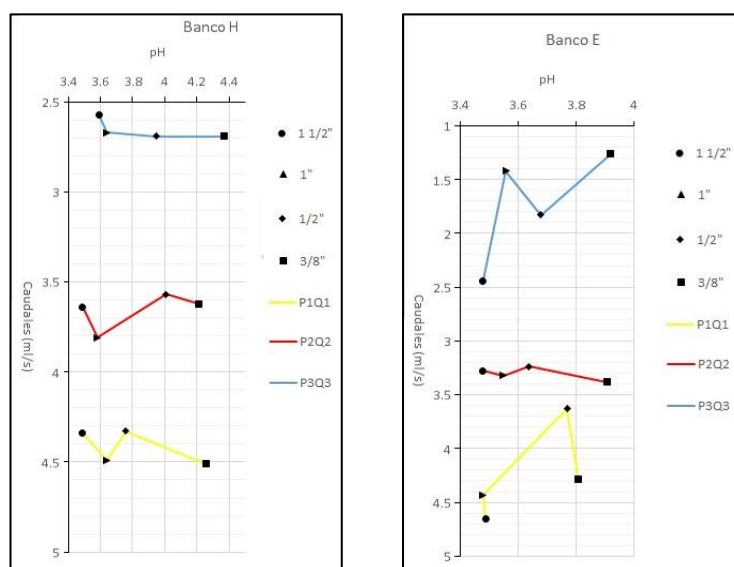


Figura 29. Comparación de gráficas de pH vs caudal de la fase I. En esta figura se presenta una gráfica por cada banco de caliza, las gráficas muestran la relación de

efectividad entre el pH y el caudal de cada una de las partes de experimentación de la fase I y por ende la relación de cada configuración de caudal usada para la implementación de estas. Fuente: Autoría propia.

Según la figura 29 la configuración de caudal Q3 utilizado en la parte 3 de la fase I de experimentación es el más efectivo, se comprobó para ambos bancos de caliza. Este varía entre 1.26 – 2.69 mililitros por segundo, esta variación se debe a la disposición de los fragmentos de caliza, los cuales para estos ensayos fueron depositado sin ninguna orientación específica. Los resultados indican que el banco más efectivo para neutralización de acidez, esto también se puede observar en la tabla 1 del Anexo D, donde los valores de parámetros fisicoquímicos resultantes de la parte 3 de la fase I de la prueba de caudales para el banco E, los cuales son pH=3.92, Eh=537 mV y C=1218 mV y para el banco H fueron pH=4.37, Eh=491 y C=991.

#### **10.1.2. Fase II.**

Como se había mencionado en el capítulo anterior, el fin de esta fase II es determinar los efectos de la adición de esferas de cristal. Los resultados registrados en la tabla 2 del Anexo D, muestran que los valores más efectivos alcanzados para el banco H son pH=4, Eh=551 mV y C=1040 mV, para el banco E pH=3.85, Eh=563 mV y C=1030 mV, esto indica que el uso de esferas de cristal en el sistema lo hace menos eficiente, se puede corroborar al comparar estos valores con los obtenidos en la parte 3 de la fase I. Esto también se evidencia en la figura 30, donde se muestra en dos gráficos que tanto las líneas verdes del banco H y el E, las cuales representan los valores de la parte 3 de la fase I se encuentran a un nivel mayor que las líneas rojas, que representan los valores resultantes de la fase II.

En la figura 30 se pueden ver los niveles de pH alcanzados por la fase II en cada una de las granulometrías usadas de cada banco, estos corroboran que las granulometrías más pequeñas tienen una capacidad de neutralización más alta y que la roca de caliza del banco H es más



efectiva para neutralizar acidez a pesar de que tiene un contenido de carbonato de calcio menor que el del banco E.

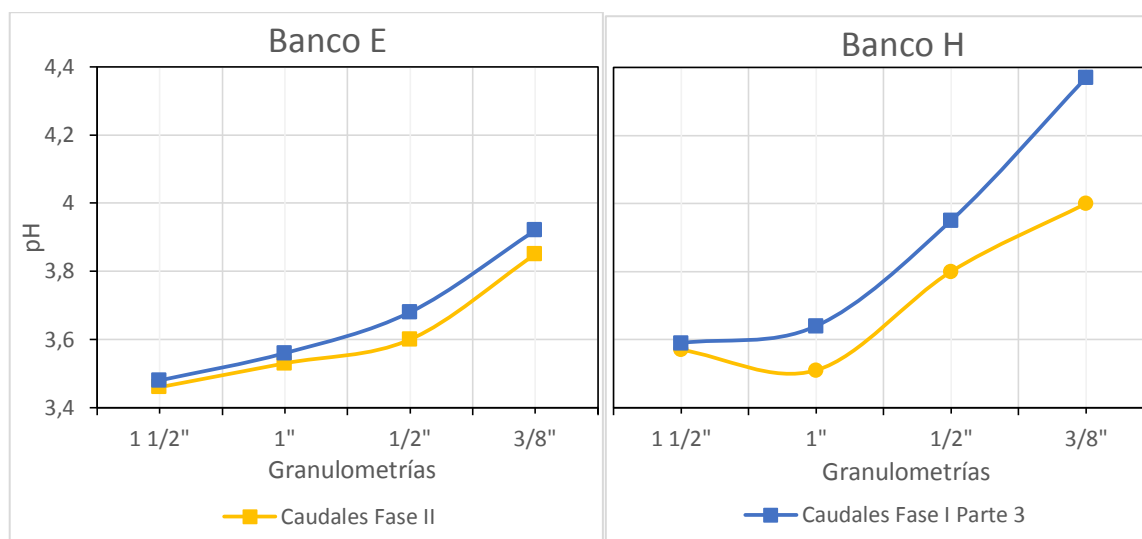
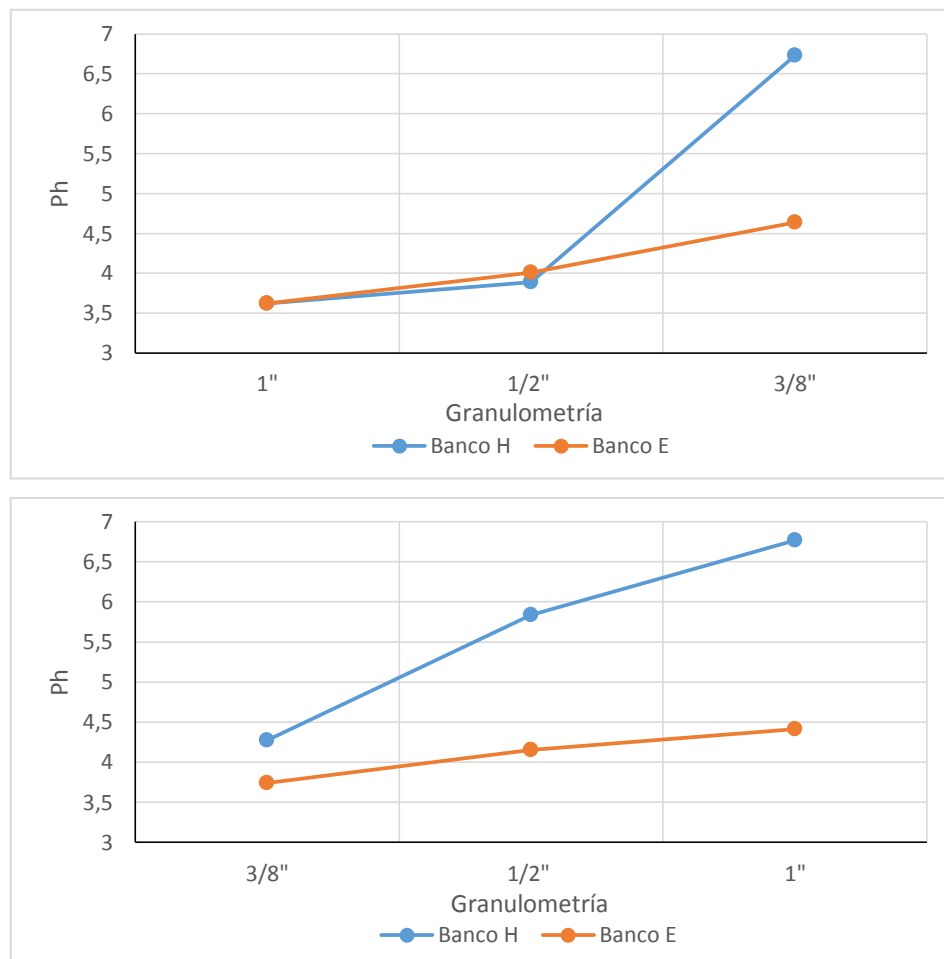


Figura 30. Gráfica de comparación de eficiencia entre la fase II y la parte 3 de la fase I para ambos bancos de caliza. Fuente: Autoría propia.

### 10.1.3. Fase III.

La fase III implementa dos combinaciones granulométrica, estas indican el orden que sigue el flujo de agua ácida a las distintas columnas de caliza, la primera es 1"-1/2"-3/8" y la segunda 3/8"-1/2"-1". De acuerdo con los resultados registrados en la tabla 3 del Anexo D la segunda combinación (menor a mayor) del banco H obtuvo niveles de pH de 4.27-5.84-6.77, estos son mayores en cada una de sus fases a comparación con los de la primera combinación 3.63-3.89-6.73. Se realizaron más comprobaciones con la misma combinación las cuales están registrada en los anexos (Ver tablas 5 y 6 del anexo C). Para el banco E se notó una anomalía en la última parte de esta fase. Para la segunda combinación del banco E se registraron niveles de pH de 3.74-4.15-4.41 y para la primera combinación 3.62-4.01-4.64, en la segunda combinación la primera parte correspondiente a la granulometría de 3/8" muestra niveles más altos que la primera parte de la primera combinación que corresponde a la granulometría de 1", este es el comportamiento típico ya que existe una tendencia de aumento de capacidad de neutralización con granulometrías de menor tamaño. En la segunda, es decir pH de 4.14 para la segunda combinación y 4.01 para la primera, se sigue manteniendo el

mismo comportamiento. La tercera parte es donde se detecta la anomalía ya que en esta la primera combinación supera el nivel de pH de la segunda, 4.41 es superado por 4.64 de pH, esto se corrobora con una segunda experimentación y el resultado fue el mismo. Este comportamiento puede ser anómalo pero es aceptable ya que en un mismo banco de caliza el cambio vertical y horizontal es considerable y no todas las muestras de roca van a tener el mismo contenido de carbonato de calcio, bioclastos o intraclastos de limonita. Aparte de esta anomalía aun así el banco H resulto ser más efectivo que el banco E como lo indica la figura 30.



**Figura 31.** Gráficas de pH vs combinaciones granulométricas. La grafica A muestra los valores de pH alcanzados por cada una de las partes de la combinación granulométría 1"-1/2"-3/8" del banco E y H. La grafica B a su vez muestra los valores de pH registrados de la combinación granulométrica 3/8"-1/2"-1" en cada una de sus parte. Fuente: Autoría propia.

#### 10.1.4. Fase IV.

La fase IV al igual que la Fase II tenían la finalidad evidenciar los efectos generados a la capacidad de neutralización del sistema de tratamiento por la implementación de esferas de cristal en este. De acuerdo con la tabla 4 de Anexo D y la figura 32 la fase IV presenta la misma anomalía de aumento de pH en la tercera parte de la combinación N2 (3/8"-1/2"-1") del banco E detectada en la fase III. La combinación N1 (1"-1/2"-3/8") registra niveles de pH de 3.51-3.74-4.3 y la segunda combinación de 3.68-3.94-4.1, al igual que en la fase III la primera parte es mayor en la segunda combinación ya que el pH es de 3.68, en la segunda parte sigue siendo mayor en la segunda combinación con un pH de 3.94 pero en la tercera parte el pH de la segunda combinación 4.1 es superado por el de la primera 4.3. El banco H se comporta sigue el comportamiento típico de aumento de efectividad de neutralización con la disminución de la granulometría.

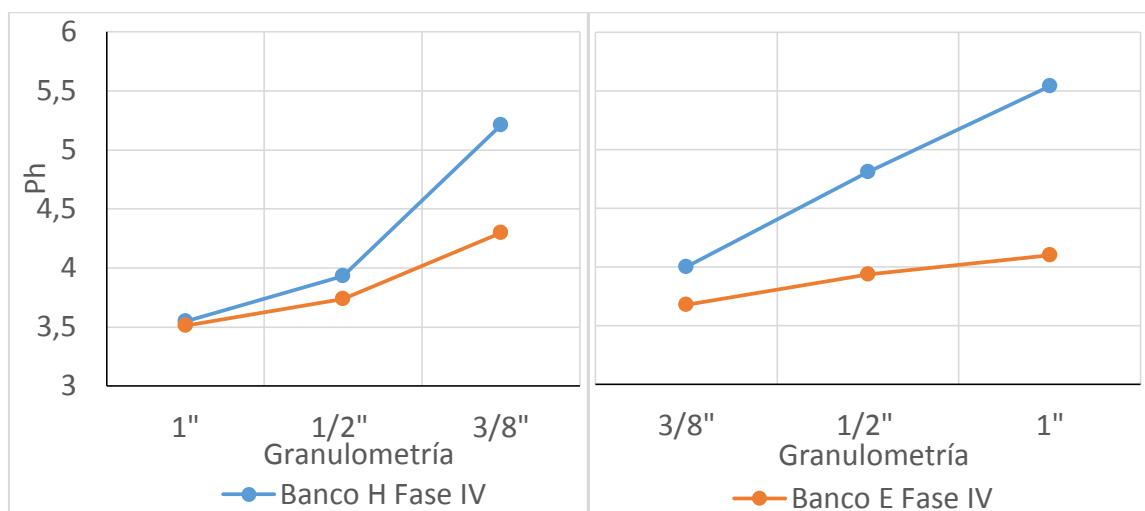
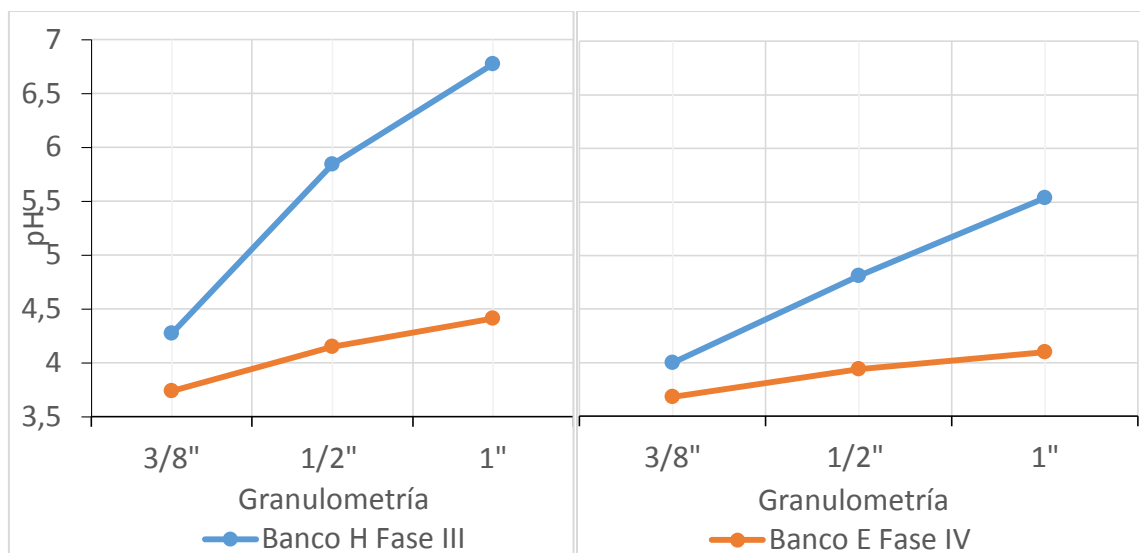


Figura 32. Gráfico de evaluación de combinaciones granulométricas diferentes. El gráfico de la izquierda muestra la combinación granulométrica N1 (1"-1/2"-3/8"), y el de la derecha la combinación granulométrica N2 (3/8"-1/2"-1"). Fuente: Autoría propia.



*Figura 33.* Gráfica de comparación de resultados de la Fase IV con la Fase III. Ambas gráficas presentan la combinación granulométrica N2. Fuente: Autoría propia.

Al igual que en la fase II, los datos registrados en la tabla 4 del Anexo y la figura 33 se demuestra que la fase III tuvo mejores resultados en la neutralización de aguas ácidas ya que alcanzó valores de pH de 6.73 - 6.77 para las dos combinaciones propuestas del banco H, mientras que la fase IV registro valores de pH de 5.21 – 5.54 para el banco H. De acuerdo con el artículo 10 de la resolución 631 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible los valores admisibles de pH para Aguas residuales no domesticas a cuerpos de aguas superficiales de actividades de minería son de 6.00 a 9.00, por lo la combinación granulométrica del banco H de la fase III cumple con los niveles mínimos de pH exigidos mientras que la fase IV no cumple.

#### **10.1.5. Fase V.**

La fase V tiene como finalidad determinar si la variación granulométrica dentro del sistema de neutralización hace que este sea más eficiente o por el contrario que la implementación de varias columnas de con la misma granulometría permitan que este sea más efectivo en la neutralización de aguas ácidas.

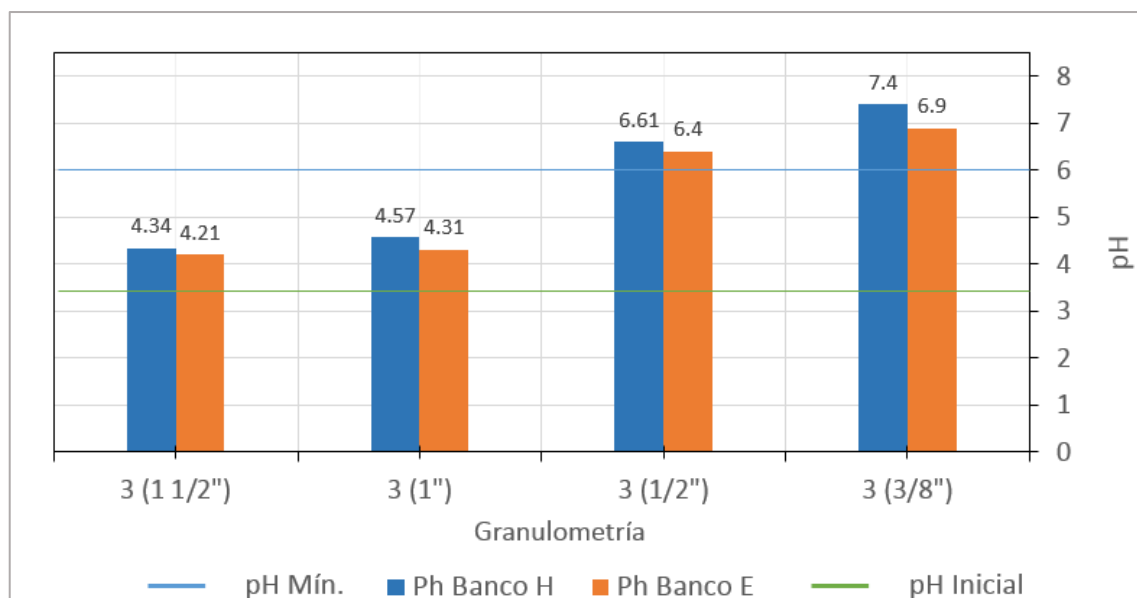


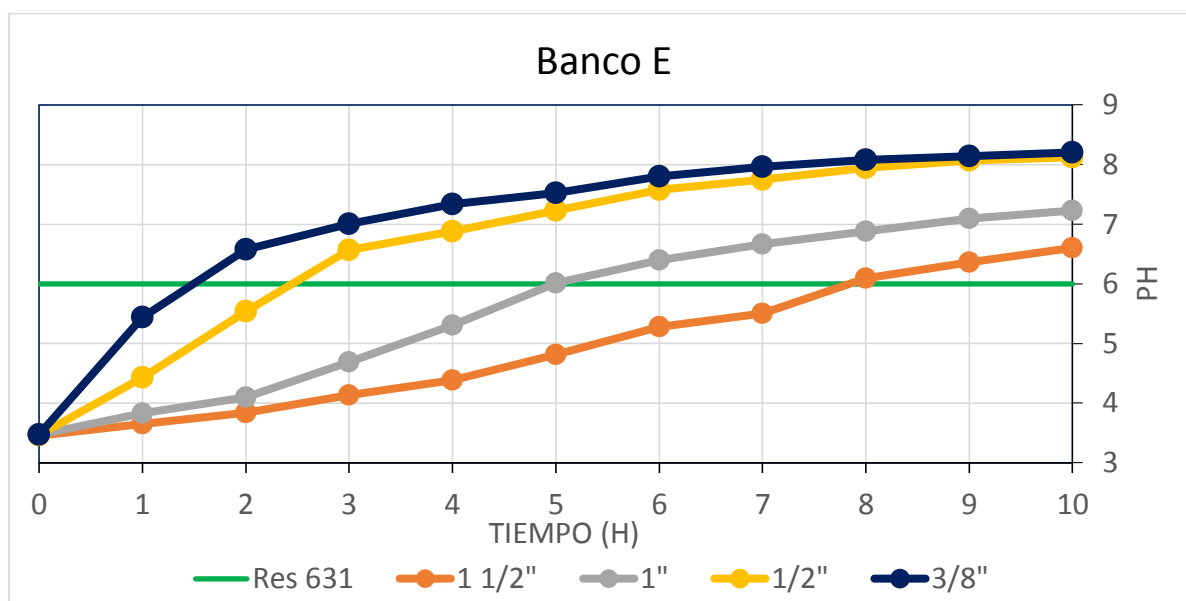
Figura 34. Gráfica de niveles de pH vs combinaciones granulométricas. La gráfica representa los niveles de pH alcanzados por las cuatro combinaciones granulométricas, las cuales son 3(3/8"), 3(1/2"), 3(1") y 3(1 1/2") para el banco E y H con una configuración de caudal Q3. Fuente: Autoría propia.

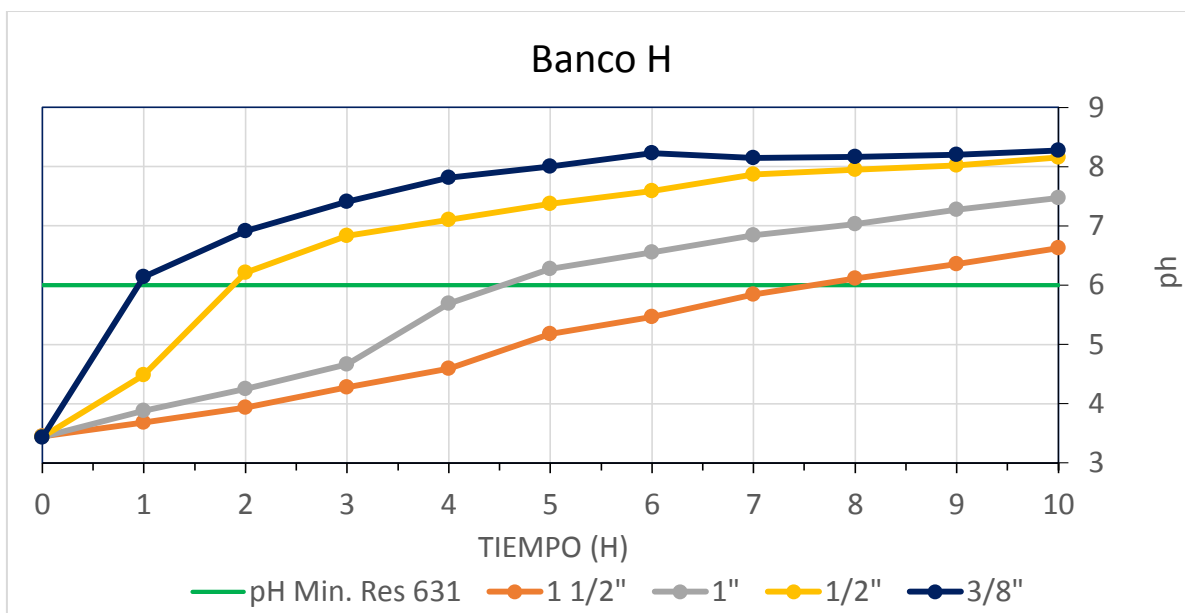
La Grafica 34 y la Tabla 5 (Anexo D), indican que las combinaciones del banco H tuvieron los siguientes valores de pH, para 3(1 1/2") 3.67-3.94-4.34, para 3(1") 3.74-4.14-4.57, para 3(1/2") 4.19-6.01-6.61 y para 3(3/8") 4.88-6.72-7.4. Esto indica que la fase V presenta la misma tendencia de aumento de neutralización de acidez con granulometrías de menor tamaño, también se determina que la combinación de columnas conectadas con la misma granulometría le dan al sistema de tratamiento una mayor capacidad de neutralizar agua ácida por lo tanto el uso de estas combinaciones granulométricas del mismo tamaño es más efectivo que el uso de combinaciones de diferentes tamaños como fue implementado en la fase III. El banco E en esta ocasión no presento la anomalía de la fase III, por lo contrario se comportó similar al banco H.

El banco H en la combinación 3(1/2") y 3(3/8") presento los siguientes valores de pH, Eh y conductividad respectivamente; 6.61-229-1142 y 7.4-161-1223, de acuerdo con el diagrama de Eh-pH de la figura 10 es prudente considerar que en este punto el agua tratada tenga gran contenido de óxido férrico  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  y se encuentra próximo a alcanzar las condiciones que permitirían que la pirita vuelva a su forma sólida y precipite, pero para esto los niveles de Eh

deberían descender a valores de 0 a -400 mV y de formar carbonato de hierro ferroso  $\text{FeCO}_3$ . De acuerdo con (Banks, 2004, pág. 29) el pH controla gran parte de la hidroquímica de una muestra de agua, esto incluye también las reacciones mineralógicas que pueden presentarse. En los estudios de Banks y en las figuras 6,7 y 8 se afirma que el Al es altamente soluble en agua en valores de pH entre 5 y 8, en contraste los iones férricos  $\text{Fe}^{3+}$  son prácticamente insolubles en valores de pH de aproximadamente 3-4, por lo tanto el tratamiento de caudales en gran parte de sus fases pero en especial la fase V impide la formación de hidróxidos de aluminio y al elevar los niveles de pH a valores mayores de 4 permite que el  $\text{Fe}^{3+}$  se disuelva con el  $\text{H}_2\text{O}$  lo que le genera hidróxidos férricos reduciendo así la cantidad de metales pesados, los iones de  $\text{H}^+$  producidos en la formación de hidróxidos férricos son neutralizados por el bicarbonato  $\text{HCO}_3^-$  generado por la disolución de la caliza, produciendo así  $\text{H}_2\text{O}$  y  $\text{CO}_2$ , lo anterior está basado por las reacciones químicas presentes es las formulas 9, 10, 11, 21, 22 y 23.

## 10.2. Prueba de Neutralización por Horas





*Figura 35.* Gráfica de prueba de neutralización de agua ácida por horas. Se registró el tiempo que le lleva a cada granulometría de cada banco de caliza en alcanzar un estado netamente ácido que supere el nivel de pH mínimo admisible según el artículo 10 de la resolución 631 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Fuente: Autoría propia.

La gráfica anterior permite observar que cuando la muestra de agua en relación 1:2 tiene contacto con la roca de caliza durante 10 horas, en todas las granulometrías se alcanza un estado netamente alcalino, y la granulometría de 3/8" y 1/2" alcanzan un nivel de superior a 8; los dos bancos difieren en el tiempo de neutralización ya que el banco H neutraliza en menor tiempo el agua ácida y queda un nivel de pH de 8 a 8.28 ya que este es el punto de neutralización máximo que permite la caliza. A pesar de que todas las granulometrías con el tiempo necesario resultan ser efectivas para la neutralización de DAM, las granulometrías de mayor tamaño no se recomiendan ya que un mismo peso de estas en un tamaño menor siempre va a tener resultados de neutralización más efectivos. En base a los datos obtenidos en esta prueba experimental se generó la tabla 20 de tiempos de neutralización próximos a pH de 7, donde indica de las granulometrías de mayor a menor respectiva mente del banco E tardan en llevar a un pH aproximado a 7 en 13-9-5-3 horas y el banco H 12-8-4-2 horas, debido a esto se decidió generar una serie de combinaciones granulométricas donde el banco E también pudiese igualar o superar los resultados de valores de pH del banco H; ya que en

todas las pruebas realizadas el banco H siempre obtiene mejores resultados. Teniendo esto en cuenta se realizó la tabla 12 de combinaciones granulométricas.

### 10.3. Prueba de tiempos de residencia

Como resultado de esta prueba se obtuvo la tabla 7 (Anexo D) y la gráfica 36 que muestra la combinación 1/2"-1/2" la cual tuvo una duración de 2 + 2 horas respectivamente para el banco H y 2.5 + 2.5 horas por fase para el banco E, donde en la primera fase el banco H registro niveles de pH superiores y un menor tiempo, pero en la segunda fase el banco E registro niveles de pH de 7.56 mientras que el valor máximo alcanzado por el banco H fue de 6.92; esto se debe a que el banco E estuvo activo una hora más. Sin embargo si se hubiesen parado en la hora 4 los dos sistemas el banco H registraría un pH de aproximadamente 6.5, con esta anotación se deduce que en proporción al tiempo el banco H tuvo una capacidad de neutralización de acidez mayor a la del banco E hasta que se detuvo la operación del banco H. Este mismo comportamiento se ve reflejado en las combinaciones de 1/2"-3/8", 3/8"-1/2" y 3/8"-3/8".

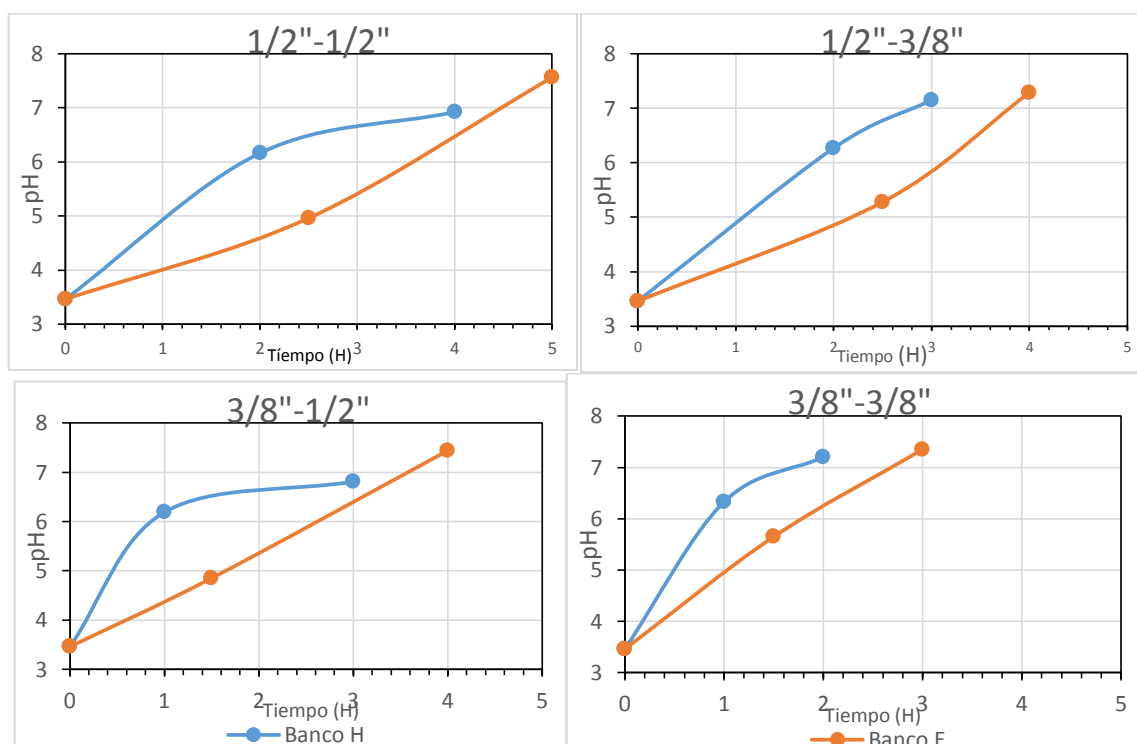


Figura 36. Gráficas de combinaciones granulométricas y tiempos de residencia.  
Fuente: Autoría propia



#### 10.4. Titulación ácido base con NaOH de la fase III y IV.

Para determinar la acidez de las muestras de DAM antes y después de su tratamiento con el sistema de neutralización de columnas de caliza conectadas con y sin esferas de cristal (fase III y IV respectivamente) se tituló con hidróxido de sodio NaOH al 0.01850422315 Molar para determinar la acidez en gramos de ácido sulfúrico  $H_2SO_4$  sobre litro como se muestra a continuación.

Tabla 21. *Registro de titulación de muestras de la Fase III y IV.*

Banco	Fase	ml de NaOH	Molaridad $H_2SO_4$	Concentración de $H_2SO_4$ por Litro
E	F3A	6.7	0.0025	0.1215
	F3D	1.4	0.0005	0.0254
	F4A	7	0.0026	0.1269
	F4D	2.1	0.0008	0.0381
H	F3A	6.95	0.0026	0.1260
	F3D	1.25	0.0005	0.0227
	F4A	6.8	0.0025	0.1233
	F4D	1.6	0.0006	0.0290

*Nota:* Las muestras fueron tratadas con la configuración granulométrica (3/8"-1/2"-1"). Fuente: Autoría propia.

Como se ve en la tabla anterior el tratamiento redujo en gran medida la concentración de ácido sulfúrico presente en las muestras de DAM. Los resultados comparan la fase IV sistemas conectados con esferas de cristal, con la fase III sistemas conectados sin esferas de cristal. Estos indican que el uso de esferas de cristal reduce la capacidad de neutralización de acidez.

#### 10.5. Sólidos totales de la fase III y IV.

Este ensayo fue realizado para determinar si existe un aumento de sólidos totales disueltos en las muestras tras ser sometidas al tratamiento. Los resultados se muestran en la siguiente tabla.

Tabla 22. Resultados Ensayo de Solidos Totales Banco E y H Fase III y IV

Banco de caliza	Granulometría	Muestra	Capsula seca (g)	Agua Acid a (ml)	Capsula seca con sólidos (g)	Peso de solidos (g)	Solidos Totales (mg/L)
H	3/8"-1/2"-1"	F3A	81.3787	100	81.4625	0.0838	838
	3/8"-1/2"-1"		70.4311	100	70.5152	0.0841	841
	3/8"-1/2"-1"	F4A	84.9174	100	85.0048	0.0874	874
	3/8"-1/2"-1"		77.3243	100	77.4115	0.0872	872
	3/8"-1/2"-1"	F3D	74.4376	100	74.5548	0.1172	1172
	3/8"-1/2"-1"		77.0689	100	77.1647	0.0958	958
	3/8"-1/2"-1"	F4D	79.1194	100	79.2355	0.1161	1161
	3/8"-1/2"-1"		82.8101	100	82.9047	0.0946	946
	3/8"-1/2"-1"						
E	3/8"-1/2"-1"	F3A	77.3113	100	77.3957	0.0844	844
	3/8"-1/2"-1"		70.6026	100	70.6892	0.0866	866
	3/8"-1/2"-1"	F4A	77.0674	100	77.1508	0.0834	834
	3/8"-1/2"-1"		79.0223	100	79.1093	0.087	870
	3/8"-1/2"-1"	F3D	70.4148	100	70.5168	0.102	1020
	3/8"-1/2"-1"		63.6829	100	63.7857	0.1028	1028
	3/8"-1/2"-1"	F4D	82.8102	100	82.9068	0.0966	966
	3/8"-1/2"-1"		67.9401	100	68.0355	0.0954	954
	3/8"-1/2"-1"						

*Nota.* En la columna 1, la letra H y/o E significa el banco de caliza usado en el ensayo, el sistema granulométrico establecido fue el mismo tanto para la F3 =Fase 3, como para F4=Fase 4, debido a que fueron los mejores resultados en sistemas interconectado sin y con canicas. Se realizaron dos ensayos por muestra para revalidación de datos. F3A = Fase 3 Antes del Tratamiento, F3D=Después del Tratamiento, F4A = Fase 4 Antes del Tratamiento, F4D=Después del Tratamiento.

Fuente: Autoría propia.

Luego de que las muestras de DAM son tratadas por el sistema de columnas de caliza sufren un aumento de solidos totales. Esto se debe a que a medida que la caliza reacciona con el agua ácida se diluye cargando el agua con los productos generados por las reacciones entre el carbonato de calcio y el ácido sulfúrico y los iones de hidrogeno presentes en el agua.

### **10.6. Caso Mina la Florida (SANOHA).**

La mina La Florida es una mina de carbón bituminoso la cual es explotada por la empresa SANOHA LTDA. Cuenta con un sistema de tratamiento de DAM activo el cual consiste en la adición de cal mediante un dosificador de golpe al flujo extraído por medio de motobombas proveniente de la mina. Esta drena  $40 \text{ m}^3$  al día, para la proyección de implementación del sistema de tratamiento en estudio divide en 3 ciclos de bombeo por lo que tendrá que tratar 13.333 L por ciclo, de acuerdo a los resultados obtenidos 3 columnas de 6.64 Ton de caliza son necesarias para neutralizar la acidez presente en dicho volumen de agua. La tabla 23 muestra el costo mensual, anual y costo de materiales neutralizadores (CAL) en 10 años a comparación con el costo de los materiales neutralizadores propuestos en esta investigación. De acuerdo con (Skousen & Ziemkiewicz, 2005) existen sistemas de tratamiento a base de caliza con aproximadamente 20 años de antigüedad, por lo que se realiza este cálculo para estimar el costo hasta dentro de 10 años. Se puede ver que el costo mensual del sistema de caliza es más económico que el uso de cal, al igual que el costo anual; la implementación de caliza en el sistema de tratamiento generaría un ahorro de 12'033,000 COP a SANOHA LTDA.

#### **10.6.1. Análisis de costos de implementación.**

Para la implementación de este sistema se recomienda tener en cuenta las siguientes variables a la hora de implementarlo a escala real:

- Altura de la columna de caliza ya que de esta depende en parte el tiempo de contacto entre el DAM y la caliza.
- Caudal de salida: de este depende el tiempo de retención al que será sometido el DAM en el sistema.
- Cantidad de caliza y banco.

- Caudal de ingreso al sistema: si el caudal de ingreso es muy alto aumenta la posibilidad de rebose del sistema.
- Columna de agua: Cuando la columna de agua es muy alta generará mayor presión en el punto de salida del sistema, lo que generará una aceleración en el flujo de DAM dentro del sistema; esto puede disminuir la eficiencia.

Tabla 23. *Comparación de costos de los sistemas de neutralización*

Material	Unidad	Precio Unitario	Cantidad mensual	Costo mensual	Costo anual	Costo 10 años
Cal	Bulto	\$70,000	15	\$1,050,000	\$12,600,000	\$126,000,000
Caliza	Tonelada	\$21,000	27	\$567,000	\$567,000	\$567,000

*Nota:* Los datos fueron suministrados por la empresa SANOHA Ltda. y por Cementos ARGOS (Las Caleras). Fuente: Autoría propia.

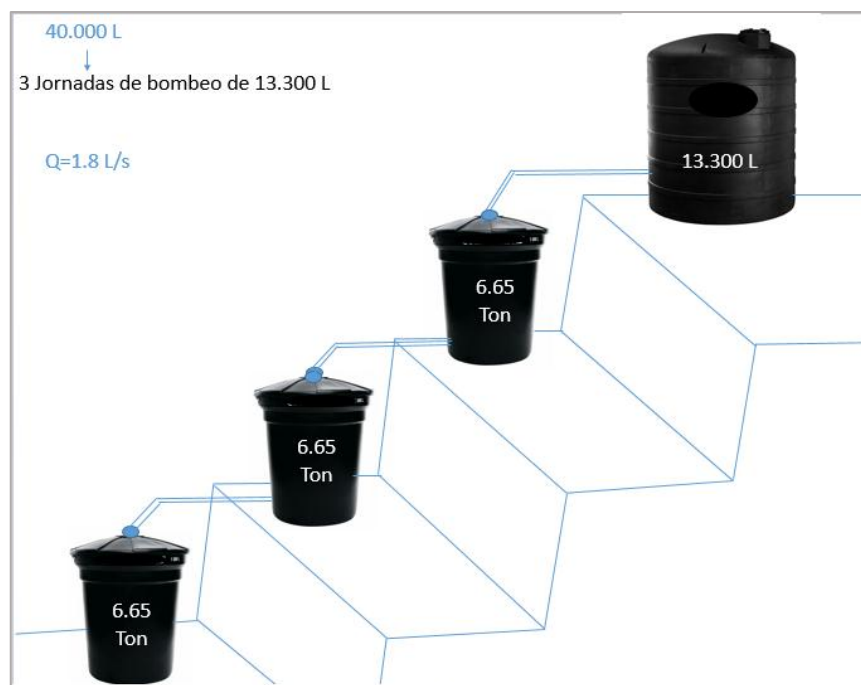
Tabla 24. *Costos de implementación*

Sistema de Tratamiento	Infraestructura	Cantidad	Precio Unitario	Costo	Valor Total
Sistema activo Cal	Tanques 5000 L	2	\$1,200,000	\$2,400,000	\$3,080,000
	Estructura en Madera	1	\$300,000	\$300,000	
	Dosificador	1	\$380,000	\$380,000	
Sistema pasivo Caliza 1	Tanque 10000 L	1	\$6,500,000	\$6,500,000	\$17,300,000
	Tanque 5000 L	3	\$3,600,000	\$10,800,000	
Sistema pasivo Caliza 2	Tanque 5000 L	3	\$3,600,000	\$10,800,000	\$10,800,000

*Nota:* Proyección del costo de implementación. Fuente: Autoría propia.

### 10.6.2. Modelo de implementación a escala industrial.

La siguiente figura muestra cómo sería la configuración de tanques de reserva en la mina la Florida , así como la cantidad de caliza de 3/8” que debería tener cada uno de ellos para realizar el tratamiento de DMC , en 3 fases; tal y como se hizo en laboratorio.



*Figura 37.* Modelo a escala real del sistema pasivo: Columnas de caliza. Con un volumen total de 40 m<sup>3</sup> en promedio al día y un caudal de 1,8 L/con tres jornadas de bombeo al día. Fuente: Autoría propia

## 11. Conclusiones

La variación del nivel de pH del agua ácida tratada por el sistema de neutralización de columnas de caliza depende de la granulometría de caliza, del banco de caliza, el tiempo de residencia y por consiguiente el caudal de salida.

De las pruebas de neutralización a través del tiempo se concluye que las granulometrías de menor tamaño tienen mayor capacidad de neutralización de acidez a comparación con las de mayor tamaño independientemente del banco al que pertenecen.

El banco H presenta mayor eficiencia en la neutralización de DAM, aunque su contenido de carbonato es menor que el del Banco E, posiblemente asociado a la presencia de intraclastos de limonita. Los valores de pH máximos registrados fueron de 8.28 donde el agua pasa a ser netamente alcalina y deja de reaccionar con la caliza.

Los resultados de las pruebas de caudales determinar que la configuración de caudal Q3 con valor de 2 ml/s , en promedio, permite un mayor tiempo de retención del agua ácida, por ende una mayor efectividad para neutralizar acidez, debido a esto es la configuración de caudal más eficiente.

El uso del sistema de tratamiento como sistema de columnas de caliza de flujo vertical descendente permite la neutralización de acidez en un tiempo menor al uso del sistema como columnas de estancamiento (prueba de tiempo de residencia).

La configuración del sistema de neutralización más eficiente para la neutralización de DAM es de tres columnas de caliza conectadas sin esferas de cristal mediante el uso de caliza triturada de 3/8" del banco H del miembro calcáreo superior de la formación Tibasosa, con una configuración de caudal Q3; teniendo en cuenta la relación 1:2 de volumen-peso de caliza.

El sistema de neutralización de DAM mediante columnas de caliza de flujo descendente es efectivo para la neutralización de acidez pero no se comprobó si lo es para la remoción de metales pesados.

## 12. Recomendaciones

Debido a que el sistema de tratamiento es efectivo para la neutralización de acides en lo DAM pero no se comprobó su eficiencia en la remoción de metales pesados; se recomienda la realización de ensayos de medición de concentraciones de  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$  y  $\text{Al}^{3+}$ . De esta forma se determinaría su eficiencia en la remoción de metales pesados e incluso determinar las ecuaciones estequiométricas de las reacciones involucradas en la neutralización de acidez de DAM mediante el sistema de tratamiento de columnas de caliza. Y a su vez se calcularía la acidez total que involucra la medición de dichas concentraciones y de los niveles de pH.

Para la implementación a escala industrial de este sistema de tratamiento de DAM por medio de columnas de caliza se recomienda la combinación con un sistema de tratamiento de humedal anóxico, el cual es muy efectivo en la reducción de concentración de metales pesados de efluentes ácidos.

## REFERENCIAS

- A.P.H.A. (1985). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Washington, DC: American Public Health Association.
- Abbassi, R. F. (2009). Prediction of minerals producing acid mine drainage using a computer assisted thermodynamic chemical equilibrium model. *Mine Water and the Environment*(28), 74-78.
- Aduvire, O. (2006). *DRENAJE ACIDO DE MINA Generacion y Tratamiento*. Obtenido de Instituto Geologico y Minero de España Direccion de Recursos Minerales y Geoambiente:  
[http://info.igme.es/SIDIMAGENES/113000/258/113258\\_0000001.PDF](http://info.igme.es/SIDIMAGENES/113000/258/113258_0000001.PDF)
- Akcil, R., & Koldas, K. (2006). Acid mine drainage (AMD): Causes, treatment and case studies. *Journal of Cleaner Production*(14), 1139-1145.



Alcaldia de Mongui. (s.f.). *Diagnostico\_monguí\_(255\_pag\_4881\_kb)*. Mongui: Mongui.

Obtenido de [http://www.dapboyaca.gov.co/?page\\_id=887](http://www.dapboyaca.gov.co/?page_id=887)

Alcaldia de Sogamoso. (2000). *Plan de Ordenamiento Territorial de Sogamoso -*

*DIMENSION FISICO BIOTICA TOMO I*. Sogamoso: Sogamoso. Obtenido de

[http://www.dapboyaca.gov.co/?page\\_id=887](http://www.dapboyaca.gov.co/?page_id=887)

Alcaldia de Tibasosa. (s.f.). *Esquema de Ordenamiento Territorial (EOT) del Municipio de*

*Tibasosa, FISICO BIOTICA TIBASOSA PARTE 2*. Tibasosa: Tibasosa. Obtenido de

[http://www.dapboyaca.gov.co/?page\\_id=887](http://www.dapboyaca.gov.co/?page_id=887)

Appelo, C., & Postma, D. (1996). *Geochemistry, groundwater and pollution*. Rotterdam:

Balkema.

Arnold, D. (1991). Diversion wells - A low cost approach to treatment of acid mine drainage.

*12th West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium*. Morgantown,

WV.

Banks, D. (1997). Mine water chemistry: The good, the bad and the ugly. *Env. Geology*(32),

157-174.

Banks, D. (2004). Geochemical Processes Controlling Minewater Pollution. En G. Prokop

(Ed.), *Groundwater Managment in Mining Areas*. CP-035, págs. 17-44. Pécs,

Hungary: Umweltbundesamt.

Braley, S. A. (1954). *Summary Report to Commonwealth of Pensnylvania*. Industrial

Fellowship No. 326-B. Pennsylvania: Department of Health.

Bruynesteyn, A., & Hackl, R. (1982). Evaluation of acid production potential of mining

waste materials. *Minerals and the Environment*(4), 5-8.

Cravotta and Watzlaf, C. (2003). *Design and Performance of Limestone Drains to Increase*

*pH and Remove Metals from Acidic Mine Drainage*. U.S. Geological Survey, New

Cumberland. Pennsylvania: ResearchGate. Obtenido de

[https://www.researchgate.net/publication/288229082\\_Design\\_and\\_Performance\\_of\\_Limestone\\_Drains\\_to\\_Increase\\_pH\\_and\\_Remove\\_Metals\\_from\\_Acidic\\_Mine\\_Drainage?enrichId=rgreq-9fe0e7f3b28c0744d119732fe47a8d73-](https://www.researchgate.net/publication/288229082_Design_and_Performance_of_Limestone_Drains_to_Increase_pH_and_Remove_Metals_from_Acidic_Mine_Drainage?enrichId=rgreq-9fe0e7f3b28c0744d119732fe47a8d73-)

XXX&enrichSource=Y292ZXJQYWdlOzI4ODIyOTA4MjtBUzozMzQxN

Ford, K. (2003). *Passive treatment systems for acid mine drainage*. U.S. Bureau of Land Management Papers. Obtenido de <http://digitalcommons.unl.edu/usblmpub/19>

Gaikwad, R., & Gupta, D. (2007). Acid mine drainage (AMD) management. *Journal of Industrial Pollution Control*(23), 283-295.

Garrels, R., & Christ, C. (1965). *Solutions, minerals and euqilibria*. New York: Harper & Row.

Gazea, B. K. (1996). *Review of passive systems for the treatment of acid mine drainage*. Minerals Eng.

Girard, L., & Kaplan, R. (1967). "Operation yellow boy" treatment of acid mine drainage. *Coal Age*(72), 72-74.

Gray, N. F. (March de 1997). Environmental impact and remediation of acid mine drainage: A management problem. *Enviromental Geology*(30), 62-69.

Hammack, R. W. (1988). Methods for determining fundamental chemical differences between iron disulphide from different geologic provenances. *In mine drainage and surface mine reclamation (Vol 1)*. Info. Circular no. 9183, págs. 136-146. Pittsburg: U. S. Bureau of Mines.

Hedin, R. S. (1994). *Passive treatment of coal mine drainage*. Washington, DC: U. S. Dept. of Interior, Bureau of Mines.

Hedin, R. S. (2004). The Use of Measured and Calculated Acidity Values to Improve the Quality of Mine Drainage Dataset. En ASMR (Ed.), *National Meeting of the*

*American Society of Mining and Reclamation* (págs. 880-882). Lexington, KY: ASMR.

Hem, J. D. (1985). *Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water* (third ed., Vol. 2254). (W. S. Paper, Ed.) U.S. Geol. Surv.

IDEAM. (2007). *Sólidos suspendidos totales en agua secados a 103 - 105 °C*.

Documentación de la Calidad. Sistema de Calidad del Laboratorio del Ideam, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.

Jambor, J., & Blowes, D. (1998). Theory and applications of mineralogy in environmental studies of sulphide bearing mine wastes. *Mineral Association of Canada*, 27, 367-401.

Kepler, D., & McCleary, E. (1994). Successive Alkalinity-producing systems (SAPS) for the treatment of acidic mine drainage. *International Land Reclamation and Mine Drainage Conference. SP 06A-94*, págs. 195-204. Pittsburgh: Bureau of Mines.

Kleinmann, R. D. (1981). Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acidformation. *Minerals and the Environment*, 33(3), 300.-305.

Lerato, O. K. (2013). *Characterising the acid drainage potencil of fine coal waste*. University of Cape Town.

Lopez Pamo, E. (2002). *Tratamientos pasivos de drenajes ácidos de mina*:. Obtenido de [http://aiplanetatierra.igme.es/Boletin/2002/113\\_1\\_2002/4-ARTICULO%20TRATAMIENTOS.pdf](http://aiplanetatierra.igme.es/Boletin/2002/113_1_2002/4-ARTICULO%20TRATAMIENTOS.pdf)

Lottermoser, B. (2003). *Mine waste, characterization, treatment and environmental impacts*. Springer, Verlag, Germany.

MADS. (2015). *Resolución 631*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Colombia: Lsda.

- Miranda & Niño, G. (2016). *EVALUACIÓN GEOLÓGICA, CARACTERIZACIÓN GEOMECAÁNICA Y CÁLCULO DE RECURSO DE ROCA CALIZA PARA EL CONTRATO DE CONCESION MINERA OG2-100 11 EN LA VEREDA LAS MONJAS EN EL MUNICIPIO DE FIRAVITOBA*. Sogamoso: UPTC. Obtenido de <https://repositorio.uptc.edu.co/handle/001/1683>
- Nairn, R., Hedin, R., & Watzlaf, G. (1991). Review of the use of anoxic limestone drains in the passive treatment of acid mine drainage. *12th Annual West Virginia Surface Mining Drainage Task Force Symposium*. West Virginia University.
- Nataranjan, K. (2008). Microbial aspects of acid mine drainage and its bioremediation. *The Transactions of Nonferrous Metals Society of China*(18), 1352-1360.
- Neculita, C. G. (2007). Passive treatment of acid mine drainage in bioreactors using sulphate reducing bacteria: Critical review and research needs. *Journal of Environmental Quality*(36), 1-16.
- Nicholson, R. (1994). Iron sulphide oxidation mechanism: Laboratory. Short course handbook on geochemistry of sulphide mine-wastes. *Mineralogical Association of Canada*(22), 163-183.
- Nyavor, K. N. (1996). Bacteria oxidation of sulphides during acid mine drainage formation: A mechanistic study. *EPD Congress* (págs. 269-287). Warrendale : Minerals, Metals and Materials Society.
- Offeddu, F. G. (2015). Processes affecting the efficiency of limestone in passive treatment for AMD: Column experiments. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3, 304-316.
- Osvaldo, A. (2006). *Drenaje Acido de Mina Generación y Tratamiento*. (D. d. Geoambiente, Ed.) Madrid: Instituto Geológico y Minero de España .

- Pearson, F., & McDonnell, A. (1975). Use of crushed limestone to neutralize acid wastes. *Journal of Environmental Engineering Division*, 101(No. EE1, Proc. Paper 11131), 139-158.
- Phillip, E. R. (1998). Growth of sulphate-reducing bacteria under acidic conditions in an upflow anaerobic bioreactor as a treatment system for acid mine drainage. *Water Resources Research*, 32(12), 3724-3730.
- Powell, J. D. (1988). *Origin and influence of a coal mine drainage on streams of the United States*. Environ. Geol. Water Sci.
- Resse, R. D. (1956). *A Study of the Reactions Between Coal and Coal Mine Drainage*. Pennsylvania: Department of Mineral Preparation, The Pennsylvania State University.
- Reyes C, I. (1984). *GEOLOGIA DE LA REGION DE DUITAMA –SOGAMOSO-PAZ DEL RIO(DEPARTAMENTO DE BOYACA)*. Tunja: Uptc.
- Reyes Chitaro, I. (1984). *GEOLOGIA DE LA REGION DE DUITAMA-SOGAMOSO-PAZ DEL RIO (DEPARTAMENTO DE BOYACA)*. Tunja: Uptc.
- Riley, C. V. (1965). Limnology of Acid Mine Water Impoundments. *Symposium on Acid Mine Drainage Research*, (págs. 175-187). Pittsburgh.
- Riley, R. U., & Rinier, J. A. (1972). Reclamation and mine tip damage in Europe. *4th Symposium on coal mine drainage research*, (págs. 43-48). Pittsburg.
- Sangita, G., Udayabhanu, & Prasad, B. (2010). Studies on Environmental Impact of Acid Mine Drainage Generation and. (E. M. Central Institute of Mining and Fuel Research, Ed.) *Indian Journal of Environmental Protection*, 30(11), 953-967.
- SANOHA, L. (Junio de 2018). *Mina Sanoha Florida I Sanoha*. Obtenido de <http://www.sanoha.com/infraestructura/minaSanohaFlorida.php>
- Schubert, J., Olsen, R., & Zellmer, S. (1978). Monitoring the effects of coal refuse disposal and reclamation on water quality in southwestern Illinois. *4th Joint Conference on*

- Sensing of Environmental Pollutants* (págs. 724-731). New Orleans: American Chemical Society.
- Singer, P., & Strumm, W. (1970). Acid mine drainage: The rate-determining step. *Science*(167), 1121-1123.
- Skousen, J., & Politan, K. H. (1990). Acid mine drainage treatment systems: chemical and costs. *Green Lands*, 20(4), 31-37.
- Skousen, J., & Ziemkiewicz, P. (2005). Performance of 116 passive treatment systems for acid mine drainage. *America Society of Mining and Reclamation*, 1100-1133.
- Skousen, J., Rose, A., Geidel, G., Foreman, J., Evans, R., & Hellier, W. (1998). *a Hnadbook of Technologies for Avoidance and Remedation of Acid Mine Drainage*. Morgantown, West Virginia: The National Mine Land Reclamation Center.
- Somerset, C. S. (2005). *Alkaline hydrothermal zeolites synthesized from high SiO<sub>2</sub> and Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> co-disposal flyash filterates*. Fuel.
- Stauffer, T. E. (1968). *The oxigenation of iron II - relationship to coal mine drainage treatment*. (T. P. University, Ed.) Pennsylvania: Department of Mining, College of Earth and Mineral Science.
- Steed, V. S. (2000). *Development of a sulphate reducing biological process to remove heavy metals from acid mine drainage*. Water Env. Res.
- Stumm, W., & Morgan, J. (1981). *Aquatic Chemistry* (Vol. 2d ed). NY: Wiley.
- Stumm, W., & Morgan, J. (1996). *Aquatic chemistry* (3 Ed ed.). New York: John Wiley & Sons.
- Temple, K. L. (1953). *Autotrophic Bacteria and the Formation of Acid in Bitominous Coal Mines*. Morgantown, West Virgina: Engineering Experiment Station.
- Tsukamoto, T. K. (2004). *Column experiments for microbiological treatment of acid mine drainage: Low temperature, low-pH and matrix investigations*. Water Res.

- Wagner, N. J. (2008). *The characterization of weathered discard coals and their behavior during combustion* (Vol. 87). Fuel.
- Wilkin, R. T. (2007). *Metal Attenuation Processes at Mining Sites*. (G. W. Issue, Ed.) United States Environmental Protection Agency.
- Wolkerdorfer, C. (2006). *Water management abandoned flooded underground mines: Fundamentals, tracer test, modelling and water treatment*. Freiberg, Sachsen: Springer.
- Younger, P., Banwart, S., & Hedin, R. (2002). *Mine water: hidrology, pollution remediation*. Kluwer, Dordrecht.
- Zawadzki, E. A. (1967). *Water Pollution (Part I)*. 1967: Subcommittee on Air and Water Pollution.
- Zeballos, F. (2001). *Modelagem matematica da Lixiviação Química e Bacteriana de Minérios de Cobre em Pilha*. (D. d. Metalurgia, Ed.) Brazil: Pontificia Universidade Catolica de Rio de Janeiro.
- Ziemkiewicz, P., Skousen, J., & Lovett, R. (1994). Open limestone channels for treating acid mine drainage: a new look at an old idea. In W. V. Association, & W. V. Association (Ed.), *Greenlands* (Vol. 24, págs. 36-41).
- Ziemkiewicz, P. S. (1997). Acid mine drainage treatment with armored limestone in open limestone channels. *Journal of Environmental Quality*, 26, 560-569.

## **ANEXOS**

**ANEXO A.** (DIAGRAMAS DE FLUJO DE IMPLEMENTACIÓN DE PRUEBA DE CAUDALES)

**ANEXO B.** (DESCRIPCIÓN MACROSCÓPICA MUESTRAS BANCO E Y H DE LA FORMACIÓN BELENCITO)

**ANEXO C.** (CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA ENSAYO DE CAUDALES)

**ANEXO D.** (TABLAS RESUMEN: FASE EXPERIMENTAL)



